ÉBAUCHE POUR
COMMENTAIRES DU PUBLIC

DRAFT FOR
PUBLIC COMMENTS

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE

RAPPORT D'ÉVALUATION

CHLORAMINES INORGANIQUES

Environnement Canada
Santé Canada

Juillet 2000

TABLE DES MATIÈRES

SYNOPSIS 1

1.0 INTRODUCTION 5

2.0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE À L'ÉVALUATION DU CARACTÈRE TOXIQUE AU SENS DE LA LCPE 1999 11

2.1 Identité, propriétés, utilisations, formation et méthodes d'analyse 11
2.1.1 Identité et utilisations *11*
2.1.2 Chimie de la formation des chloramines *12*
2.1.3 Méthodes d'analyse *14*
2.2 Caractérisation de la pénétration des chloramines dans l'environnement 15
2.2.1 Eau potable municipale *16*
2.2.2 Eaux usées urbaines *17*
2.2.3 Effluents industriels et eaux de refroidissement *18*
2.2.3.1 Eaux de refroidissement 18
2.2.3.2 Lutte contre la moule zébrée 18
2.2.3.3 Eaux usées industrielles 19
2.2.4 Sommaire *19*
2.3 Caractérisation de l'exposition 19
2.3.1 Devenir dans l'environnement *19*
2.3.1.1 Air 20
2.3.1.2 Eau 20
2.3.1.3 Sédiments 22
2.3.1.4 Sols 23
2.3.1.5 Biote 23
2.3.2 Concentrations dans l'environnement *23*
2.3.2.1 Rejets d'effluents 24
2.3.2.2 Rejets d'eau potable 25
2.4 Caractérisation des effets 26
2.4.1 Écotoxicologie *26*
2.4.1.1 Mode d'action 26
2.4.1.2 Organismes terrestres 27
2.4.1.3 Organismes aquatiques 27
2.4.1.3.1 Algues et plancton dulçaquicoles et marins 28
2.4.1.3.2 Invertébrés dulçaquicoles 28
2.4.1.3.3 Invertébrés marins 29
2.4.1.3.4 Poissons dulçaquicoles 29
2.4.1.3.5 Poissons marins et estuariens 31
2.4.2 Effets atmosphériques abiotiques *31*

3.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999 33

3.1 LCPE 1999, 64*a*) : Environnement 33

3.1.1 Paramètres de l'évaluation *33*
3.1.1.1 Rejets dans les sols 34
3.1.1.2 Rejets dans l'eau 34
3.1.2 Caractérisation du risque pour l'environnement *35*
3.1.2.1 Organismes du sol 35
3.1.2.2 Organismes aquatiques 36
3.1.2.2.1 Évaluation très prudente du risque 36
3.1.2.2.2 Évaluation prudente du risque 37
3.1.2.2.3 Évaluation probabiliste de l'exposition aux chloramines par les effluents et l'eau de refroidissement 44
3.1.2.3 Incertitude 50
3.2 LCPE 1999 64*b*) : Environnement essentiel à la vie 53
3.3 Conclusions proposées 53
3.4 Considérations relatives au suivi (mesures à prendre) 53

4.0 BIBLIOGRAPHIE 56

ANNEXE A. — STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES 95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. — Description chimique des composés du chlore combiné et libre 67
Tableau 2. — Propriétés physico-chimiques des composés du chlore combiné et libre 68
Tableau 3. — Apports estimés de chloramines et de CRT dans l'environnement canadien, de toutes origines, en 1996 69
Tableau 4. — Espèces de chloramines dans trois stations municipales d'épuration des eaux usées en Colombie-Britannique 70
Tableau 5. — Calcul des coefficients de l'absence d'effet, utilisés dans les évaluations prudentes 71
Tableau 6. — Grille de typologie des rejets 72
Tableau 7. — CEE et quotients des effluents et des eaux de refroidissement rejetés dans les milieux fluviatiles et marins (utilisés pour les évaluations prudentes) 73
Tableau 8. — CEE et quotients des effluents rejetés dans le lac Ontario (utilisés pour les évaluations prudentes) 74
Tableau 9. — Sommaire des débits approximatifs (m^3/s) d'eau potable pouvant perturber de grandes étendues d'eau 75
Tableau 10. — Caractérisation des ruptures de conduite maîtresse et des rejets d'eau potable traitée aux chloramines vers le ruisseau Fergus (Colombie-Britannique) 76
Tableau 11. — Distribution des apports et estimations ponctuelles utilisées dans les études de cas pour l'évaluation probabiliste du risque 77
Tableau 12. — Mois désignés pour l'évaluation probabiliste de chaque étude de cas, d'après le cycle biologique des récepteurs et l'hydrologie de l'étendue d'eau 80

LISTE DES FIGURES

Figure 1. — Sommaire des réactions entre l'ammoniac et le chlore (adapté de Jafvert et Valentine, 1992) 81
Figure 2. — Principales voies de réactions et de dégradation ainsi que du devenir du chlore libre en milieu aquatique (adapté de Jolley et Carpenter, 1983) 81
Figure 3. — Graphique du phénomène du point de remontée idéal, dans le cas de la chloration de l'ammoniaque à des pH de 6 et de 8 (El-Farra *et al.*, 1999) 82
Figure 4. — Apport de chloramines et de CRT par les effluents urbains et industriels ainsi que les eaux de refroidissement chlorés (Environnement Canada, 1997a, b, c) 83
Figure 5. — Courbe du TL_{50} ajustée aux données sur les effets des chloramines inorganiques chez *Ceriodaphnia dubia* (Farrell et Wan, 1999; annexe C) 83
Figure 6. — Courbe du TL_{20} ajustée aux données sur les effets des chloramines inorganiques chez *Ceriodaphnia dubia* (Farrell et Wan, 1999; annexe C) 84
Figure 7. — Courbes du TL_{20} et du TL_{50} ajustées aux données sur les effets des chloramines inorganiques chez le jeune saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) [Farrell et Wan, 1999; annexe B] 84
Figure 8. — Localisation approximative des SEEU Rossdale et E.L. Smith ainsi que de la centrale Clover Bar, à Edmonton (Alberta) 85

Figure 9. — Localisation approximative des SEEU de North Toronto et d'Ashbridges Bay, à Toronto (Ontario) 85
Figure 10. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU de North Toronto dans la rivière Don : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) et *d*) août, Cd; *e*) et *f*) janvier, Ot; *g*) et *h*) août, Ot (Moore *et al.*, 2000) 86
Figure 11. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU d'Ashbridges Bay dans la baie du même nom du lac Ontario : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) à *f*) janvier, Ot (Moore *et al.*, 2000) 90
Figure 12. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la centrale Clover Bar dans la rivière Saskatchewan Nord : *a*) et *b*) août, Cd; *c*) à *f*) août, Ot (Moore *et al.*, 2000) 92

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ADN	acide désoxyribonucléique
ARN	acide ribonucléique
CA	chlore actif
CAS	*Chemical Abstracts Service*
CC	chlore combiné
CE_{50}	concentration efficace médiane
CEE	concentration estimée dans l'environnement
CL_{50}	concentration létale médiane
CRC	chlore résiduel combiné
CRL	chlore résiduel libre
CRT	chlore résiduel total
CSENO	concentration sans effet nocif observé
DVF	district de la vallée du Fraser
DPD	N,N-diéthyl-*p*-phénylènediamine
HPLC	chromatographie en phase liquide à haute performance (ou à haute pression)
LCPE	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
LCPE 1999	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
LSIP2	Deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire
ODC	oxydants dérivés du chlore
ORT	oxydant résiduel total
pH	logarithme négatif de la concentration de l'ion hydrogène
pK	logarithme négatif de la constante de dissociation d'un acide
SFA	sulfate ferreux ammoniacal
SEE	station d'épuration de l'eau
SEEU	station d'épuration des eaux usées
THM	trihalométhane
TL_{50}	temps létal médian
TPN	température et pression normales
VCT	valeur critique de la toxicité
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé

SYNOPSIS

Les chloramines inorganiques désignent un groupe de trois substances chimiques formées par la combinaison du chlore et de l'ammoniaque dans l'eau : monochloramine (NH_2Cl), dichloramine ($NHCl_2$) et trichloramine (NCl_3). Comme ces chloramines, le chlore libre et les chloramines organiques sont chimiquement apparentés et se transforment facilement les uns en les autres, on n'en trouve aucun seul sans les autres. Les chloramines et le chlore libre sont libérés dans l'environnement canadien par des sources municipales et industrielles. On s'en sert pour désinfecter l'eau potable et les eaux usées et pour combattre les salissures (p. ex., la moule zébrée) dans les réseaux d'eau de refroidissement ainsi que dans les prises d'eau et les émissaires des services publics et de l'industrie. Lorsque l'on chlore de l'eau douce ou un effluent en présence d'ammoniaque, il se forme habituellement de la monochloramine; il peut aussi se former, dans une moindre mesure, de la dichloramine, selon les caractéristiques de l'eau brute ou des affluents (p. ex., pH, rapport molaire de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque, température) et le temps de chloration. Les conditions favorisant la formation de la trichloramine sont rarement réunies. Des chloramines organiques se forment également si certains composés azotés organiques, notamment des acides aminés et des aromatiques hétérocycliques azotés, sont présents.

L'évaluation du risque a porté principalement sur les chloramines inorganiques. Si elle a reconnu la présence simultanée de chlore résiduel libre (CRL) et de chloramines organiques, le risque que présentent ces composés sort de son propos.

En 1996, 6,9 millions de Canadiens pouvaient boire de l'eau ayant été traitée aux chloramines. On estime que, cette année-là, 250 000 kg de chlore résiduel total (CRT) ont été libérés dans les eaux de surface et les sols du Canada à partir des sources d'eau potable. Cette même année, 173 stations municipales d'épuration des eaux usées (SMEEU) chloraient leurs effluents, sans les déchlorer avant de les rejeter. Elles ont ainsi rejeté 1,3 kt de CRT dans les eaux de surface. En 1996, au moins 43 usines chloraient leurs effluents ou les eaux de refroidissement ou pratiquaient la chloration pour combattre les salissures sans déchlorer ces eaux avant leur rejet. Les usines combattant les salissures ont libéré 142 000 kg de CRT dans les eaux de surface. En 1996, les usines, y compris celles qui refroidissaient les eaux, ont rejeté 91 000 kg de CRT dans l'environnement canadien.

Les chloramines inorganiques ne sont pas persistantes, mais elles le sont davantage que les composés du CRL. Les données disponibles portent à croire que, dans les eaux de surface, leur demi-vie varie de 1 min à 23 j, selon les conditions existant dans ces milieux. On n'a dosé les chloramines inorganiques présentes dans l'environnement que dans les eaux de surface et, habituellement, à proximité du point d'entrée, en raison de leur faible persistance. Comme elles sont libérées dans les eaux de surface et possèdent une faible persistance, l'évaluation a surtout porté sur le risque pour les organismes aquatiques près des sources ponctuelles. On a évalué les effets aigus et subaigus chez les organismes récepteurs. On a aussi reconnu le risque pour les microorganismes et les procédés pédologiques. D'après les renseignements disponibles, on a considéré comme peu probables les effets négatifs des chloramines inorganiques sur les microorganismes du sol et les procédés pédologiques connexes.

La toxicité des chloramines inorganiques pour les organismes aquatiques dépend des espèces biologiques, des composés des chloramines, de la présence de CRL et de chloramines organiques, de la température, de la durée d'exposition et du stade évolutif de l'espèce biologique. L'examen critique des données sur l'écotoxicité des chloramines inorganiques et la méta-analyse ont permis de déterminer une concentration seuil pour la toxicité aiguë à l'égard de toutes les espèces, d'identifier les espèces sensibles et de cerner les lacunes dans les données. Pour combler ces lacunes, on a entrepris des essais toxicologiques sur des poissons dulçaquicoles (jeunes saumons quinnats [*Oncorhynchus tshawytscha*]), des invertébrés dulçaquicoles (*Ceriodaphnia dubia* et *Daphnia magna*) et marins (*Amphiporeia virginiana* et *Eohaustorius washingtonianus*) et on a déterminé les temps létaux de référence (p. ex., TL_{100}, TL_{50}, TL_{20}, TL_0). Des analyses plus poussées ont permis d'obtenir une valeur de référence (la concentration minimale de référence correspondant à un taux de mortalité de 50 %) montrant que le début de la mortalité jusqu'à la mortalité médiane (CL_{50}) de *C. dubia* survenait à des temps d'au moins 1 073 min et à la concentration de monochloramine de 0,018 mg/L. En appliquant les coefficients voulus, on a modifié la valeur inférieure de référence pour refléter une mortalité nulle chez *C. dubia*. On a aussi abaissé la valeur de référence pour tenir compte des espèces qui, selon les publications, sont plus sensibles aux chloramines inorganiques que *C. dubia*. On a ainsi calculé, pour l'évaluation de la concentration prudente, une VESEO initiale de 0,0056 mg/L pour les organismes dulçaquicoles. On a adopté la même valeur de référence pour la toxicité aiguë afin de déterminer une limite inférieure convenable pour les invertébrés marins, faute de données sur la toxicité aiguë qui auraient permis de modéliser de façon fiable les invertébrés marins et estuariens. Pour l'évaluation prudente, on a calculé une VESEO initiale de 0,0028 mg/L pour les milieux marins et estuariens, à l'aide de coefficients reflétant un taux nul de mortalité et tenant compte d'espèces plus sensibles.

L'évaluation prudente des rejets d'eau potable a révélé que même les rejets directs minimes (c'est-à-dire d'environ 0,001 m^3/s) d'eau potable traitée aux chloramines pouvaient avoir des répercussions si les dilutions étaient inférieures à 1/10 à 1/100. Cependant, la plupart des débits de cette nature sont indirects et ils seraient assujettis à une demande chimique avant d'atteindre les eaux de surface; c'est pourquoi les faibles débits de ruissellement de surface ne seraient pas susceptibles d'avoir des effets sur les organismes aquatiques. Les débits importants, excédant 0,01 m^3/s (grosses fuites des réseaux de distribution, ruptures de conduites maîtresses, extinction des incendies, rinçage des conduites maîtresses, lavage des rues et certaines activités industrielles et commerciales) sont plus susceptibles d'avoir de tels effets. On n'a pas effectué d'évaluation probabiliste du risque pour les rejets d'eau potable, faute des données nécessaires (p. ex., il aurait fallu des données complètes concernant le nombre de rejets importants, les volumes en jeu, les concentrations de chloramines et le point d'aboutissement des rejets). Néanmoins, des conséquences très négatives sont survenues dans des écosystèmes d'eau douce des basses terres continentales de la Colombie-Britannique où des rejets d'eau potable traitée aux chloramines, par suite de bris de conduites maîtresses, ont provoqué des hécatombes de salmonidés et d'invertébrés.

On a fait un premier tri des caractéristiques des rejets de chloramines de plus de 110 SEEU à l'aide d'une évaluation prudente. Cette évaluation recommandait des scénarios de rejets pour une évaluation probabiliste du risque. On a effectué des évaluations probabilistes du

risque sur deux rejets d'eaux usées (de la station de North Toronto dans la rivière Don, à Toronto; de la station d'Ashbridges Bay, dans la baie du même nom du lac Ontario, à Toronto) et un rejet d'eau de refroidissement (de la centrale Clover Bar dans la rivière Saskatchewan Nord, à Edmonton). Tous ces rejets ont abouti dans des eaux douces (et dans un lac). Aucun rejet en milieu marin n'exigeait d'évaluation probabiliste du risque, bien que le rejet de chloramines inorganiques en eau salée risque d'avoir des répercussions négatives.

L'évaluation probabiliste du risque portait principalement sur les invertébrés et les poissons sensibles qui sont répandus au Canada. Parmi les organismes récepteurs sensibles, figurent l'invertébré dulcicole *C. dubia* et le stade juvénile dulcicole du saumon quinnat, anadrome. On a choisi ce saumon même si on ne le retrouve pas partout au Canada. Il est cependant apparenté à d'autres salmonidés, comme la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), et, ensemble, les deux espèces sont répandues dans les eaux canadiennes. Si on excepte le saumon coho (*O. kisutch*), le quinnat est au moins aussi sensible aux chloramines que les autres salmonidés. Les cladocères (p. ex., *C. dubia* et *D. magna*) sont représentatifs de gros et petits invertébrés qui, ensemble, servent de nourriture à de nombreux poissons. Ils forment une fraction notable du régime de nombreux poissons, y compris des salmonidés, lesquels sont eux-mêmes une source importante de nourriture et une ressource économique et culturelle pour les Canadiens. Pour estimer le risque probabiliste que représentent les chloramines pour les organismes aquatiques, on a comparé chaque distribution de l'exposition à trois paramètres de mortalité initiale : 50 % de mortalité pour *C. dubia* (0,018 mg/L); 50 % et 20 % de mortalité (0,112 et 0,077 mg/L, respectivement) pour le quinnat.

Dans la rivière Don, les risques prévus étaient des plus élevés en janvier, la probabilité d'un taux de mortalité d'au moins 50 % excédant 80 % pour *C. dubia* à 1 900 m de la source. Le risque le plus faible était prévu pour août, les probabilités d'un taux de mortalité de 20 % à 1 900 m de l'émissaire étant de 41 %. Dans le lac Ontario, la probabilité d'un taux de mortalité de 50 % chez *C. dubia* était supérieur à 40 % dans une bande étroite, semi-elliptique, de 500 m de largeur sur environ 1 000 m de longueur. Dans la rivière Saskatchewan Nord, le risque élevé (c'est-à-dire plus de 40 % de probabilité d'un taux de mortalité d'au moins 50 % chez *C. dubia*) était localisé dans une zone de diffusion de moins de 30 m de largeur et d'environ 3 000 m de longueur.

Comme les poissons sont moins sensibles que les invertébrés aux chloramines, le risque prévu pour le quinnat était inférieur au risque pour *C. dubia*. Parce qu'ils se reproduisent plus lentement, cependant, de plus faibles probabilités de mortalité peuvent avoir des conséquences plus durables chez leurs populations que chez les daphnidés. Par ailleurs, les poissons sont mobiles et ils peuvent déceler et éviter les chloramines. On a signalé un tel comportement d'évitement à 0,050-0,11 mg/L chez le coho et la truite arc-en-ciel. Les effets de l'évitement peuvent être neutralisés par certaines caractéristiques attrayantes de l'effluent (p. ex., forte concentration d'ammoniaque et température élevée de l'eau). On ne possédait pas de données pour déterminer si l'évitement ou l'attirance peut influer sur les prévisions du risque déterminées dans la présente évaluation.

D'après l'information disponible, les chloramines inorganiques pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique. En conséquence, il est proposé de considérer les chloramines inorganiques comme toxiques au sens de l'alinéa 64*a*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999). Cependant, les chloramines inorganiques ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions constituant ou pouvant constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie. En conséquence, il est proposé de ne pas considérer les chloramines inorganiques comme toxiques au sens de l'alinéa 64*b*) de la LCPE 1999.

Afin de gérer le risque, on devrait chercher à limiter, dans les eaux de surface, l'exposition attribuable aux sources les plus importantes (c'est-à-dire les stations municipales d'épuration des eaux usées d'abord, puis les sources industrielles et les stations d'épuration de l'eau potable). La réduction de l'exposition des organismes aquatiques peut comporter l'examen des caractéristiques régionales et locales qui influent sur le risque que présentent les chloramines, notamment la décomposition, la dilution et la présence d'organismes aquatiques sensibles.

Il sera des plus difficiles de limiter l'exposition consécutive aux rejets accidentels. Sur le plan technique, il semble possible de réduire la charge de chloramines des sources ponctuelles telles que les effluents ou les eaux de refroidissement, mais non pas à l'échelle géographique et temporelle pour les rejets accidentels des réseaux de distribution de l'eau potable. Les mesures de lutte à l'échelle régionale, qui sont susceptibles de faire appel à la modification des méthodes de traitement peuvent devoir être évaluées dans les régions où abondent les milieux aquatiques qui sont favorables à la persistance des chloramines, les diluent peu et renferment des écosystèmes aquatiques sensibles. Ces mesures ne doivent pas compromettre la protection de la santé; la sélection des options doit se fonder sur l'optimisation du traitement pour assurer la protection de la santé, tout en réduisant au minimum ou en supprimant les risques pour les organismes du milieu naturel.

Bien qu'aucun scénario de rejet dans les milieux marins ou estuariens n'ait été recommandé pour l'évaluation probabiliste, les nouveaux rejets dans ces milieux pourraient conduire à des conséquences écologiques négatives. Le milieu marin renferme des organismes qui sont peut-être même plus sensibles aux chloramines inorganiques que les espèces dulçaquicoles. C'est pourquoi, devant un projet d'installation rejetant des chloramines en milieu marin, il est recommandé, dans l'évaluation du risque fondée sur le principe de précaution, d'évaluer les caractéristiques locales du risque écologique.

1.0 INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE 1999) exige des ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé qu'ils préparent et publient une liste des substances d'intérêt prioritaire, identifiant les substances chimiques, les groupes de substances chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent être nocifs pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également des deux ministres qu'ils évaluent ces substances et qu'ils déterminent si elles sont effectivement ou potentiellement « toxiques » au sens de l'article 64 de la Loi :

> [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :
> *a*) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique;
> *b*) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie;
> *c)* constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les substances dont l'évaluation révèle la toxicité au sens de l'article 64 peuvent être inscrites dans l'annexe I de la Loi, et on peut envisager, à leur égard, d'éventuelles mesures de gestion du risque, par exemple un règlement, des lignes directrices, des plans de prévention de la pollution ou des codes de pratiques, pour en régir le cycle de vie (de la recherche-développement à l'élimination finale en passant par la fabrication, l'utilisation, l'entreposage et le transport).

D'après l'analyse initiale de l'information facilement accessible, les motifs d'évaluation des chloramines fournis par la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative, 1995) étaient les suivants :

> On trouve les chloramines, la monochloramine surtout, dans l'eau potable, les égouts, les rejets des stations d'épuration des eaux usées et dans l'eau d'approvisionnement de l'industrie traitée aux chloramines. Les autres sources comprennent les ruptures et les fuites dans les conduites maîtresses, le ruissellement consécutif à la lutte contre les incendies et le ruissellement des eaux pluviales provenant des sources d'approvisionnement en eau domestique traitée avec ces substances. Les chloramines servent de désinfectants dans le traitement secondaire de l'eau potable. Elles peuvent persister dans l'eau de quelques heures à quelques jours. Elles sont très toxiques pour le poisson et les autres organismes aquatiques. Une évaluation est nécessaire pour déterminer l'étendue de l'exposition par l'environnement au Canada et les risques connexes.

En vertu de cette dernière phrase, le présent rapport s'attachera principalement à déterminer si les chloramines inorganiques sont toxiques au sens de l'alinéa 64*a*) de la LCPE 1999. Cependant, la détermination du caractère toxique pour les organismes dans la nature et les points à considérer pour la gestion du risque que pose l'une des principales sources de chloramines dans l'environnement, c'est-à-dire la désinfection de l'eau potable, doivent nécessairement contrebalancer avec les répercussions bénéfiques des chloramines pour la santé

humaine. La monochloramine est utilisée dans de nombreuses stations d'épuration de l'eau (SEE) du Canada, comme désinfectant, lors du traitement secondaire, pour maintenir l'activité désinfectante résiduelle dans les réseaux de distribution de l'eau potable. En outre, il peut se former des chloramines comme sous-produits de la chloration de l'eau potable. On considère que le traitement aux chloramines offre plusieurs avantages tels que l'augmentation de l'activité résiduelle dans les réseaux de distribution, la réduction de la formation des trihalométhanes et d'autres sous-produits de l'emploi du chlore, l'éventuelle maîtrise de la reviviscence du mucilage dans le réseau de distribution et, dans certaines circonstances, la réduction des problèmes de goût et d'odeur consécutif à la chloration des sources d'approvisionnement en eau potable.

La monochloramine prédomine dans l'eau potable traitée par les chloramines, ses concentrations excédant de loin celles de la dichloramine ou de la trichloramine. En 1995, on a calculé un nombre-guide, pour l'eau potable, de 3,0 mg de chloramines totales/L, d'après la toxicité de la monochloramine (Santé Canada, 1995). D'après les publications scientifiques les plus récentes, y compris les études toxicologiques avec doses répétées, d'une durée de treize semaines, effectuées par Santé Canada, dans lesquelles on a administré à des rats de la dichloramine et de la trichloramine dans l'eau potable (Nakai *et al.*, 2000), on n'a pas trouvé de données nouvelles qui modifieraient l'issue de cette évaluation antérieure (Santé Canada, 2000).

Compte tenu de l'objet de la présente évaluation, défini par la Commission consultative d'experts auprès des ministres, et des répercussions bénéfiques de l'emploi de la chloramine dans la désinfection des sources d'approvisionnement en eau potable, le reste de la présente évaluation s'applique aux effets sur l'environnement. La seule exception est la mention, à la section 3.4, de la nécessité d'assurer une protection convenable à la santé, le moins possible au détriment des organismes du milieu naturel, dans la prise en considération d'options pour la maîtrise des sources d'approvisionnement en eau potable.

Les chloramines comprennent des molécules inorganiques et organiques, mais l'évaluation du risque n'a porté que sur les chloramines inorganiques. En cela, elle est fidèle à l'esprit de la conclusion de la Commission consultative susmentionnée. Le motif de l'adjonction des chloramines à la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire est leur utilisation comme désinfectants. Dans cette famille, le composé surtout utilisé pour la désinfection est la monochloramine, une forme de chloramines inorganiques. Tout au long de la présente évaluation, *chloramines* désignera, sauf indication contraire, les chloramines inorganiques (monochloramine, dichloramine ou trichloramine). L'état actuel des connaissances scientifiques relatives aux chloramines organiques a été étudié dans un document connexe (El-Farra *et al.*, 1999). Cependant, quand il le fallait, on a pris en considération d'autres formes résiduelles de chlore (chlore libre et chloramines organiques), puisque les chloramines sont rarement décelées sous une seule forme pure. On trouvera d'autres précisions sur les propriétés chimiques des chloramines à la section 2.1 ainsi que dans la documentation connexe (Pasternak et Powell, 1999; El-Farra *et al.*, 1999).

On peut obtenir dans des documents connexes des descriptions des méthodes utilisées pour évaluer les effets des substances d'intérêt prioritaire sur l'environnement et la santé humaine. Un document intitulé « Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Guide, version 1.0, mars 1997 » (Environnement Canada, 1997a) a été publié pour servir de guide à l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire au Canada. On peut acheter ce document en le commandant des :

Publications sur la protection de l'environnement
Direction générale de l'avancement des technologies environnementales
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

On peut également l'obtenir par Internet à l'adresse www.ec.gc.ca/cceb1/fre/psap.htm sous le titre de « Guide technique ». Il est à noter que la démarche ici décrite a été modifiée de façon à tenir compte des récents progrès réalisés en ce qui concerne les méthodes d'évaluation du risque et qui seront mentionnés dans les futures versions du guide de l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire.

On décrit dans l'annexe A les stratégies employées pour relever dans les publications, les données utiles à l'évaluation de la pénétration et du devenir des chloramines dans l'environnement ainsi que de l'exposition à ces derniers et de leurs effets possibles sur l'environnement (avant janvier 1999). Bien qu'une grande partie de la recherche sur les chloramines ait eu lieu à l'étranger, on a privilégié les données disponibles sur les sources, les formes d'utilisation et le devenir des chloramines dans l'environnement canadien. Au besoin, on a consulté des documents de synthèse. Cependant, le personnel d'Environnement Canada et les membres du Groupe-ressource environnemental créé par Environnement Canada ont évalué de façon critique toutes les études de première main constituant la base de la détermination du caractère toxique ou non des chloramines au sens de la LCPE, afin d'aider à la rédaction et à l'examen de l'évaluation environnementale des chloramines ainsi qu'à la collecte des données sur l'exposition.

B. Kelso, d'Environnement Canada, a dirigé l'évaluation des chloramines inorganiques en tant que substances figurant sur la liste des substances d'intérêt prioritaire. Le présent rapport d'évaluation a été préparé par J.P. Pasternak, d'Environnement Canada. Les documents complémentaires de l'évaluation environnementale des chloramines inorganiques (El-Farra *et al.*, 1999; Farrell et Wan, 1999; McCullum *et al.*, 1999; Pasternak, 1999; Pasternak et Powell, 1999; Moore *et al.*, 2000) ont été produits par :

S.A. Andrews, Université de Waterloo
C. Buday, Environnement Canada
W. Cheng, Environnement Canada
S.A. El-Farra, Université de Waterloo
A.P. Farrell, Université Simon Fraser

B. Kelso, Environnement Canada
C. Kennedy, Université Simon Fraser
W.B. Kindzierski, Université de l'Alberta
M.A. Lemke, Environnement Canada
K. McCullum, Université de l'Alberta
J.S. Meyer, Université du Wyoming
D. Moore, Groupe Cadmus Inc.
J.P. Pasternak, Environnement Canada
L. Powell, Environnement Canada
S.J. Stanley, Université de l'Alberta
S. Teed, Groupe Cadmus Inc.
G. VanAggelen, Environnement Canada
A. Wagenaar, consultant en environnement
M.T. Wan, Environnement Canada
R.G. Watts, Environnement Canada

Plusieurs groupes de travail techniques ont été formés pour entreprendre l'évaluation. Leurs chefs étaient :

S.A. Andrews, Université de Waterloo (Chimie)
J.P. Pasternak, Environnement Canada (Suites de réactions)
A.P. Farrell, Université Simon Fraser et M.T. Wan, Environnement Canada (Toxicité)
D. Moore, Groupe Cadmus Inc. et J.P. Pasternak, Environnement Canada (Caractérisation du risque).

Le Groupe-ressource environnemental créé par Environnement Canada en 1996 pour l'aider dans l'évaluation environnementale des chloramines était constitué de scientifiques et de techniciens, notamment :

S.A. Andrews, Université de Waterloo
E. Baddalo, Environnement Alberta
B. Boettger, ministère de la Santé de la Colombie-Britannique
M. Charlton, Environnement Canada
A. Chenard, ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick
W. Cheng, Environnement Canada
A. Edmonds, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario
A.P. Farrell, Université Simon Fraser
L. Gammie, EPCOR Utilities Inc., *Water Services*
J. Haskill, Environnement Canada
T. Ho, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario
J. Jensen, Université de l'État de New York
B. Kelso, Environnement Canada
W.B. Kindzierski, Université de l'Alberta
A. Kraus, District de la vallée du Fraser
G. Kruzynski, ministère des Pêches et des Océans

M.A. Lemke, Environnement Canada
J.S. Meyer, Université du Wyoming
D. Moore, Groupe Cadmus Inc.
G. Murphy, Environnement Alberta
J.P. Pasternak, Environnement Canada
L. Powell, Environnement Canada
B. Raymond, ministère de la Technologie et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard
S. Samis, ministère des Pêches et des Océans
U. Schneider, Environnement Canada
F. Scully, Jr., Université Loyola
H. Singleton, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique
S.J. Stanley, Université de l'Alberta
K. Taylor, Environnement Canada
G. VanAggelen, Environnement Canada
M.T. Wan, Environnement Canada
R.G. Watts, Environnement Canada
D. Williamson, Conservation Manitoba
J. Young, ministère de la Technologie et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard

Ont effectué à l'externe l'examen du rapport d'évaluation et des documents complémentaires :

D. Mackay, Université Trent
M. MacLeod, Université Trent
J. Mattice, *New York Sea Grant Directory*
K. Solomon, Université de Guelph

Le texte du rapport d'évaluation est organisé de façon à aborder les effets sur l'environnement pertinents pour la détermination du caractère toxique de la substance au sens des alinéas 64*a*) et *b*).

On peut obtenir un exemplaire du présent rapport d'évaluation, sur demande, à :

L'Informathèque
Environnement Canada
Rez-de-chaussée, Place Vincent-Massey
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou sur Internet à l'adresse suivante :

http://www.ec.gc.ca/cceb1/fre/public/index_f.html

On peut obtenir la documentation complémentaire inédite, qui renferme des renseignements supplémentaires, en s'adressant à la :

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada
14e étage, Place-Vincent-Massey
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou au

Centre de l'hygiène du milieu
Pièce 104
Santé Canada
Pré Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

2.0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE À L'ÉVALUATION DU CARACTÈRE TOXIQUE AU SENS DE LA LCPE 1999

2.1 Identité, propriétés, utilisations, formation et méthodes d'analyse

2.1.1 Identité et utilisations

Les chloramines inorganiques regroupent trois substances formées lors de l'union du chlore et de l'ammoniaque dans l'eau : la monochloramine, la dichloramine et la trichloramine. Ces chloramines, le chlore libre et les chloramines organiques sont chimiquement apparentés et se transforment facilement les uns en les autres; ainsi, on n'en trouve aucun seul sans les autres. Les propriétés chimiques des chloramines inorganiques sont complexes. Les conditions locales déterminent la molécule chlorée qui sera formée.

Outre le terme chloramine(s), on peut trouver comme synonymes *chloroamine (s)*, *chlore combiné* (CC) et *chlore résiduel combiné* (CRC), formes comprenant les chloramines inorganiques et organiques (Kirk-Othmer, 1979).

Les chloramines organiques, ou organochloramines, forment un groupe de peut-être des milliers de substances formées par la réaction du chlore libre et des chloramines inorganiques avec divers acides aminés, peptides ou protéines. Même si une évaluation rigoureuse des chloramines organiques n'entrait pas dans le cadre de la présente évaluation, on fait le point des connaissances scientifiques sur ces composés dans un document complémentaire (voir El-Farra *et al.*, 1999).

Le chlore résiduel total (CRT) comprend le chlore résiduel combiné (CRC) et le chlore libre. Le chlore libre, également appelé chlore résiduel libre (CRL) ou chlore actif (CA), comprend l'acide hypochloreux et l'ion hypochlorite. Le tableau 1 dresse la liste des numéros CAS, les formules brutes et les masses moléculaires des chloramines inorganiques ainsi que des composés du chlore libre.

En présence de bromure, comme dans l'eau de mer ou dans certaines eaux souterraines, les atomes de chlore réactif peuvent être complètement ou partiellement remplacés par des atomes de brome. L'ensemble des molécules à atomes de chlore et de brome réactifs porte le nom d'*oxydants dérivés du chlore* (ODC) ou *oxydants résiduels totaux* (ORT).

Des chloramines inorganiques se forment dans les eaux usées et les eaux de refroidissement par suite d'une série de réactions déclenchées par l'ajout de chlore libre en présence de quantités suffisantes d'ammoniaque. La proportion de chaque molécule de chlore résiduel dépend de la quantité de chlore ajouté, des conditions présentes dans l'eau ou dans les affluents ainsi que de la durée de contact avec le chlore.

Dans l'eau potable, on produit à dessein les chloramines (la *monochloramine* surtout), habituellement comme désinfectants secondaires, pour plusieurs raisons, notamment :

- leur persistance et leur capacité de maintenir une teneur résiduelle en chlore ou une capacité de désinfection dans tout le réseau de distribution. On économise ainsi les coûts d'approvisionnement en eau des stations qui doivent augmenter la teneur en chlore;
- leur pouvoir convenable de désinfection. On protège ainsi la santé humaine contre les microorganismes pathogènes et autres;
- leur pouvoir de pénétration dans les réseaux de distribution municipaux et leur capacité d'y empêcher l'accumulation d'un mucilage;
- leur tendance à former moins de trihalométhanes et d'autres sous-produits de la désinfection que le chlore libre;
- la réduction au minimum des goûts et des odeurs désagréables (AWWARF, 1993).

On utilise aussi la chloration pour désinfecter les eaux usées. Cette désinfection fait appel à l'oxydation de la matière organique réactive et à la réduction ou à l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires par le chlore résiduel. Pour des motifs d'efficacité, de facilité d'emploi et d'économie, on a préféré le chlore comme principal désinfectant dans la transformation des aliments, la production de fruits de mer et l'épuration des eaux usées urbaines.

Le chlore et les chloramines servent de biocides, afin de réduire les salissures dans les tours de refroidissement à l'eau et les systèmes de refroidissement des centrales électriques de même que dans les ateliers de fabrication des métaux, des peintures, les usines pétrochimiques et les usines de dessalement. La chloration supprime aussi les films biologiques et les algues, les bactéries et leurs excrétions extracellulaires ou détruit les hydraires, les anatifes, les moules, les myes et les huîtres à la hauteur des prises d'eau des centrales d'électricité (Coulston *et al.*, 1994).

2.1.2 Chimie de la formation des chloramines

Au tableau 2, on présente les diverses propriétés physico-chimiques des espèces chlorées.

La formation des chloramines est bien décrite par des réactions faisant intervenir le chlore aqueux et l'ammoniaque. En général, les réactions obéissent à deux grands facteurs : le pH et le rapport du chlore à l'ammoniaque. La durée de réaction et la température sont aussi des facteurs. El-Farra *et al.* (1999) présentent dans le document complémentaire une synthèse en profondeur de la formation des chloramines, dont voici les caractéristiques chimiques.

En solution aqueuse, le chlore (Cl_2) est présent sous forme d'acide hypochloreux (HOCl) ou d'ion hypochlorite (OCl^-), bien que l'on continue de parler de *chlore*. De même, l'ammoniac (NH_3) peut aussi être présent sous forme d'ion ammonium (NH_4^+), appelé habituellement *ammoniaque*. Les quantités relatives de chacune de ces molécules sont déterminées par le pH de l'eau et les constantes d'ionisation du chlore et de l'ammoniaque ($pK_{a,HOCl} = 7{,}54$; $pK_{a,NH_3} = 9{,}3$; Snoeyink et Jenkins, 1980). Les résultats de la réaction de ces trois molécules sont la formation de dérivés chlorés de l'ammoniaque : la monochloramine (NH_2Cl), la dichloramine ($NHCl_2$) et la trichloramine (NCl_3) [White, 1992].

Des réactions simplifiées servent souvent à montrer l'effet complexe du rapport du chlore à l'ammoniaque sur la formation des chloramines :

$$NH_3 + HOCl \rightleftharpoons NH_2Cl + H_2O$$
$$NH_2Cl + HOCl \rightleftharpoons NHCl_2 + H_2O$$
$$NHCl_2 + HOCl \rightleftharpoons NCl_3 + H_2O$$

En lisant les réactions de gauche à droite, on observe, avec l'augmentation du rapport du chlore (acide hypochloreux) à l'ammoniaque, un plus grand degré de chloration de la molécule. Les réactions décrites sont des réactions d'équilibre, les deux flèches indiquant que les réactions de la gauche vers la droite et les réactions contraires se déroulent à un degré appréciable. Ainsi, seront toujours présentes en solution au moins un peu des matières montrées des deux côtés de chaque équation. En outre, les réactions contraires montrent que si l'on ajoute des chloramines à l'eau, une certaine quantité de chlore libre et différentes chloramines ou de l'ammoniaque sont produites. On parle alors de réactions d'hydrolyse, parce qu'il y a intervention de l'eau.

En réalité, la chimie des chloramines entraîne une série complexe de réactions faisant intervenir l'espèce de molécule et la suite de réactions présentée dans les figures 1 et 2. Aux rapports molaires de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque supérieurs à 1,5 à 2, les réactions d'oxydation coïncident avec celles de substitution, ayant pour résultat net une baisse de la concentration des chloramines présentes. Dans les conditions relativement neutres à légèrement basiques que l'on observe dans la plupart des milieux aquatiques récepteurs, la monochloramine et/ou la dichloramine sont généralement les chloramines décelées à la concentration la plus forte. Aux pH supérieurs à 8 et aux rapports molaires de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque de 1 ou moins, la monochloramine est la seule chloramine observée. Il se forme de la dichloramine et de la trichloramine aux rapports molaires supérieurs et aux pH inférieurs. Dans une eau légèrement acide ou lorsque le rapport molaire de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque est supérieur à 1, la dichloramine peut constituer la fraction la plus importante du chlore total. Cependant, la trichloramine est la seule chloramine observée à un pH de 3. Les proportions de trichloramine diminuent jusqu'à un pH de 7,5, aux rapports de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque supérieurs à 2. Au-dessus du pH de 7,5, on ne décèle plus la trichloramine, quel que soit le rapport de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque.

Avant de les rejeter, on chlore jusqu'au point de rupture certaines eaux usées et eaux de refroidissement, ce qui entraîne un rejet avec de faibles concentrations d'ammoniaque et de chlore résiduel. Dans les conditions optimales, l'ammoniaque s'oxyde totalement pour former de l'azote gazeux (N_2), et le chlore est réduit à l'ion chlorure (Cl^-). La chloration au point de rupture est un phénomène survenant rapidement (en quelques minutes) et, dans une mesure notable, à l'intérieur de l'intervalle des pH de 6 à 9, celui où se trouvent la plupart des eaux naturelles (voir la figure 3). On décrit généralement la réaction comme une relation entre le rapport du chlore à l'ammoniaque appliquée et la concentration résultante de CRT (Snoeyink et Jenkins, 1980; Montgomery, 1985; Metcalf et Eddy, Inc., 1991; Stumm et Morgan, 1996).

La figure 3 montre que l'augmentation de la concentration de monochloramine et de chlore résiduel combiné accompagne les augmentations du rapport molaire du chlore à l'ammoniaque de 0 jusqu'à un maximum d'environ 1. On assimile généralement cet intervalle à la région de la courbe de rupture qui représente le plus souvent la proportion de chlore et d'ammoniaque présente dans les eaux réceptrices chlorées. On s'attend donc à ce que la monochloramine soit la chloramine présente à la concentration la plus forte.

La présence de certains composés aminés organiques complique la chloration jusqu'au point de rupture en ajoutant un facteur de demande de chlore et en réagissant avec le chlore ajouté pour former des organochloramines relativement stables, qui ne peuvent pas être complètement oxydées. Des chloramines organiques se forment en même temps que les inorganiques. Ainsi, le point de rupture n'est pas aussi net que si l'on faisait réagir l'ammoniaque et le chlore libre seuls. La plus forte demande de chlore peut décaler le point de rupture vers un rapport molaire du chlore à l'azote supérieur à 1,65 (El-Farra *et al.*, 1999).

2.1.3 Méthodes d'analyse

En solution aqueuse, les concentrations de chloramines peuvent diminuer très rapidement à l'échantillonnage. Il faut donc veiller à réduire au minimum les pertes chimiques dues à la photolyse, à la volatilisation et à la contamination. Si l'entreposage est nécessaire, il faudrait conserver les échantillons à 4 °C, pendant une semaine au maximum (Environnement Canada, 1999a). L'APHA *et al.* (1995) recommandent d'analyser immédiatement après le prélèvement les composés du chlore résiduel.

On utilise plusieurs méthodes d'analyse pour doser le chlore actif en solution (Jolley et Carpenter, 1983). Dans le cas du CRC, les méthodes communément utilisées comprennent la colorimétrie à la N,N-diéthyl-p-phénylènediamine (DPD), la titrimétrie à la DPD et l'ampérométrie (Fava et Seegert, 1983; APHA *et al.*, 1995; Harp, 1995).

La colorimétrie et la titrimétrie à la DPD se fondent sur la même propriété chimique et, pour la plupart des échantillons, aucune des deux méthodes ne présente un avantage net. Cependant, la colorimétrie est plus rapide et plus facile à mettre en œuvre. Par contre, la couleur et le trouble de l'échantillon peuvent la gêner, ce à quoi échappe la titrimétrie.

Les méthodes à la DPD peuvent servir à estimer isolément la monochloramine, la dichloramine ou les fractions combinées dans les eaux naturelles et traitées. Elles se fondent sur la capacité oxydante totale de l'échantillon analysé; ainsi, les deux sont gênées par d'autres agents oxydants tels que le dioxyde de chlore, le peroxyde d'hydrogène, le brome et l'ozone. Elles ne se prêtent pas à l'analyse des eaux marines et de certaines eaux souterraines notablement bromées (Harp, 1995). Dans les conditions idéales, la limite minimale de détection de la colorimétrie à la DPD est de 0,01 mg de Cl_2/L, tandis que celle de la titrimétrie à la DPD est de 0,018 mg de Cl_2/L (APHA *et al.*, 1995).

L'ampérométrie exige plus de doigté et de précaution que les deux méthodes à la DPD. Elle peut servir à déterminer le CRT et permet de différencier le CRL et le CRC; cependant,

plusieurs facteurs peuvent influer sur le dosage des molécules chlorées. Les ions métalliques d'argent, de cuivre et de fer seraient gênants ou peuvent diminuer la réaction de l'électrode. Des surfactants huileux ou mousseux peuvent, en adhérant aux électrodes, en réduire la sensibilité. L'agitation violente de certains appareils de titrage peut abaisser les concentrations de chlore par volatilisation. En outre, les formes oxydées du manganèse peuvent, par interférence, rehausser la concentration dosée de dichloramine (Harp, 1995). Ce phénomène peut aussi survenir dans les eaux fortement colorées. Si elles sont présentes, les diverses chloramines organiques peuvent être dosées par ampérométrie en tant que chlore libre, monochloramine ou dichloramine, selon l'activité du chlore dans le composé organique. À l'instar des méthodes à la DPD, l'ampérométrie ne peut pas distinguer les chloramines inorganiques des organiques (APHA *et al.*, 1995). La limite minimale de détection de l'ampérométrie est d'environ 0,01 mg de Cl_2/L, dans les conditions idéales.

L'HPLC à détection électrochimique en postcolonne peut servir à doser les chloramines inorganiques dans l'eau potable, l'eau (douce) de surface, les eaux souterraines ainsi que les eaux usées industrielles ou urbaines. Contrairement aux méthodes précédentes, elle échappe aux interférences dues aux chloramines organiques; cependant, elle exige un analyste compétent, et l'appareillage est considérablement plus coûteux que celui des méthodes traditionnelles. L'HPLC se déroule dans des conditions intrinsèquement douces (pH neutre) et elle emploie l'analyse directe sans modification de l'échantillon pour déceler les chloramines inorganiques. Elle peut donc servir à calculer les chloramines organiques totales conjointement avec la méthode de titrimétrie à la DPD et au sulfate ferreux ammoniacal (SFA) (c'est-à-dire titrimétrie du CRT et du CRL avec la DPD et le SFA, et chromatographie des chloramines inorganiques : [chloramines organiques totales] = [CRT] – [CRL] – [monochloramine] – [dichloramine]). L'HPLC est actuellement incapable de distinguer entre les molécules chlorées combinées des molécules bromées combinées dans les eaux marines et estuariennes. Elle possède une limite de détection de 0,01 mg de Cl_2/L (Environnement Canada, 1999a).

2.2 Caractérisation de la pénétration des chloramines dans l'environnement

Les chloramines sont rejetées dans l'environnement canadien principalement par des sources municipales et industrielles, dans l'eau potable, les effluents et l'eau de refroidissement. Pour quantifier les rejets, on a fait parvenir des questionnaires aux municipalités et à l'industrie, partout au Canada (Environnement Canada, 1997b, c, d). On a ainsi enquêté auprès de toutes les municipalités canadiennes de plus de 5 000 habitants (d'après le Recensement de 1994) pour déterminer la production et les rejets de chloramines dans l'environnement canadien par les stations d'épuration des eaux usées par chloration (ne pratiquant pas la déchloration avant rejet) de même que l'apport des stations d'épuration de l'eau potable et des réseaux de distribution (Environnement Canada, 1997b, c). À sa demande, le Québec a été exclu du recensement des municipalités. On a consulté la base de données MUD (Municipal Water Use Database) sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (Environnement Canada, 1996) pour déterminer quelles municipalités du Québec utilisaient des chloramines comme désinfectants secondaires de l'eau potable et pour obtenir des données supplémentaires avec lesquelles on pourrait estimer la charge de la province.

La plupart des répondants ont signalé les concentrations sous forme de CRT, les méthodes d'analyse utilisées ne permettant pas de distinguer les chloramines inorganiques des organiques. Dans l'eau potable traitée aux chloramines, la concentration de CRT est presque totalement attribuable à la monochloramine. Le CRT des effluents est surtout constitué de chloramines inorganiques et organiques, dont les proportions dépendent des conditions locales.

En application de l'article 16 de la LCPE, on a distribué un questionnaire aux industries de partout au Canada qui peuvent rejeter des effluents chlorés ou des eaux de refroidissement. Les industries étaient tenues d'y répondre si leur usine produisait ou rejetait au moins 1 000 kg de chloramines par année (Environnement Canada, 1997c).

2.2.1 Eau potable municipale

L'inventaire des chloramines produites et rejetées dans l'environnement à partir de l'eau potable comprenait les chloramines délibérément synthétisées à des fins de désinfection. L'eau potable traitée au chlore libre peut aussi renfermer des chloramines inorganiques et organiques, selon les concentrations d'ammoniaque et d'azote organique présentes au moment de la chloration. Cette dernière source n'a pas été prise en considération dans l'inventaire. Cependant, on reconnaît que l'évaluation du devenir et des effets décrits dans le présent rapport d'évaluation s'appliquerait aussi aux rejets de chloramines inorganiques résultant du traitement de l'eau potable au chlore libre.

En 1996, 64 municipalités canadiennes de plus de 5 000 habitants utilisaient de l'eau potable délibérément traitée aux chloramines. Au Canada, 29 stations traitaient 1 220 000 000 m^3 d'eau potable par jour, qui desservaient 6,9 millions de Canadiens en 1996. En 1995, 28 stations traitaient de même 1 200 000 000 m^3/j. L'enquête a révélé que certaines des régions les plus peuplées du Canada produisent ou utilisent de l'eau potable traitée aux chloramines, notamment : le Grand Toronto, Edmonton, les municipalités régionales d'Ottawa-Carleton, Hamilton-Wentworth et Peel et le district de la capitale de Victoria.

Le premier producteur de chloramines dans l'eau potable en 1996 était l'Ontario (67,7 %). Suivaient l'Alberta (23,1 %), la Saskatchewan (4,9 %) et la Colombie-Britannique (2,9 %). Terre-Neuve et le Québec en produisaient considérablement moins (environ 1,5 %). À l'échelle nationale, les stations d'épuration de l'eau potable pratiquent des concentrations de chloramines de 0,01 à 4,80 mg/L, à la source et dans tout le réseau de distribution. La concentration moyenne de chloramines dans l'eau potable (à la source et dans tout le réseau de distribution) était d'environ 1,0 mg/L, en 1995 et en 1996. Les concentrations minimales moyennes étaient de 0,61 et de 0,60 mg/L, en 1995 et en 1996, respectivement, tandis que les concentrations maximales moyennes étaient de 1,66 et de 1,46 mg/L au cours des mêmes années. La moyenne nationale, le minimum moyen et le maximum moyen des concentrations de chloramines dans l'eau potable traduisent la moyenne arithmétique, pondérée selon le débit, de toutes les concentrations moyennes, minimales et maximales de chloramines ou de CRT signalées dans toutes les enquêtes (Environnement Canada, 1997b).

Vingt-quatre pour cent des 213 répondants ont pu chiffrer les rejets dans l'environnement. Les rejets accidentels d'eau potable sont typiquement épisodiques et imprévisibles quant au moment, à la durée et à l'emplacement et ils surviennent après ruptures d'une conduite maîtresse, fuites et débordements des réservoirs des installations de traitement. La plupart des fuites et des ruptures des conduites maîtresses ont des débits inférieurs à 0,01 m^3/s et durent moins de 8 heures. Cependant, leur débit a parfois pu atteindre 1,0 m^3/s pendant plusieurs jours ou plusieurs semaines. En 1996, on estime que 9 % de toute l'eau traitée a été accidentellement rejetée dans l'environnement.

Les utilisations de l'eau à l'extérieur (p. ex., arrosage des pelouses et des potagers, lavage de la voiture et de l'entrée de cette dernière) ont constitué, selon les estimations, 7,5 et 7 % du volume total de l'eau potable traitée aux chloramines en 1995 et en 1996, respectivement. Il survient aussi des rejets moindres d'eau potable traitée aux chloramines par suite des opérations de lutte contre l'incendie, du nettoyage des rues et du rinçage des conduites maîtresses par chasse d'eau.

Sur les 15 installations contactées pour fournir des données caractérisant les effluents renfermant des chloramines des stations municipales d'épuration de l'eau potable, 10 déchloraient leurs effluents, les déviant vers les égouts séparatifs, ou ne les rejetaient dans aucun cours d'eau. Les autres rejetaient directement l'effluent en eau douce. D'après les données disponibles, les résidus du lavage à contre-courant des stations d'épuration des eaux usées constituaient, de façon estimative, 22 100 000 m^3 et représentaient une charge totale de CRT d'environ 8 230 kg en 1997. Contrairement aux effluents typiques, ces rejets sont intermittents, d'une durée de 15 à 30 minutes chacun et surviennent jusqu'à six fois par jour. Les concentrations signalées de CRC dans les résidus variaient d'environ 0,07 à 2,00 mg/L (moyenne approximative pondérée selon le débit de 0,370 mg/L).

2.2.2 Eaux usées urbaines

À l'enquête d'Environnement Canada (1997c) sur les eaux usées urbaines, le taux global de réponse a été de 49 % et, chez les municipalités pratiquant la chloration de leurs eaux usées, il a été de 61 %. Pour combler les lacunes qui subsistaient dans les données, on a consulté diverses autres sources pour déterminer l'apport des eaux usées chlorées dans l'environnement canadien (p. ex., Environnement Canada, 1996; MEEO, 1997; Protection de l'environnement Alberta, 1998). On a déterminé que, en 1996, 173 stations municipales d'épuration des eaux usées désinfectaient ces dernières au chlore et ne les déchloraient pas avant de les rejeter dans le milieu aquatique.

En 1995 et en 1996, les concentrations de CRT variaient entre la limite de détection (habituellement 0,01 mg/L) et 4,00 mg/L. En 1995 et en 1996, respectivement, les concentrations moyennes nationales de CRT dans l'effluent urbain chloré étaient de 0,72 et de 0,70 mg/L. Au cours des mêmes années, les concentrations maximales moyennes de CRT à la grandeur du pays étaient de 1,45 et de 1,36 mg/L. Les rejets totaux d'effluents d'eaux usées urbaines chlorées ont été, en 1995 et en 1996 respectivement, de 1 770 000 000 et de

1 830 000 000 m^3. L'apport moyen total de CRT dans les eaux de surface, par l'effluent du traitement des égouts municipaux était de 1 300 000 kg, en 1995 et en 1996.

D'après la charge moyenne de CRT signalées par les municipalités, en 1996, c'est l'Ontario qui a produit le plus d'effluents chlorés du traitement des eaux usées (89,9 %). Venaient ensuite la Saskatchewan (4,1 %), l'Alberta (2,0 %) et la Nouvelle-Écosse (1,1 %). Le reste des provinces produisait chacune moins de 1 % des rejets d'eaux usées chlorées à l'échelle nationale. En 1995, la production d'eaux d'égout chlorées était proportionnellement semblable. Le Yukon et les T.N.-O. n'en ont pas rejeté en 1996.

En 1996, environ 98 % du CRT était rejeté en eau douce (23 % dans un cours d'eau, 48 % dans un lac, 27 % sans autre précision) et 2 % en milieu marin ou estuarien. Tous les rejets urbains en mer sont survenus dans la région de l'Atlantique.

2.2.3 Effluents industriels et eaux de refroidissement

En tout, 54 usines ont répondu à l'enquête auprès de l'industrie (Environnement Canada, 1997d).

2.2.3.1 Eaux de refroidissement

Selon les réponses de l'industrie, 21 usines du Canada ont chloré leurs eaux de refroidissement, en 1995 comme en 1996, sans les déchlorer ensuite avant de les rejeter. Beaucoup d'entre elles étaient des raffineries de pétrole (6 en tout), des ateliers de transformation de métaux (4), des usines chimiques (4) et des centrales d'électricité (2). On a aussi contacté tous les grands producteurs d'électricité, à l'exception d'Hydro-Québec, pour obtenir des renseignements détaillés sur la chloration des eaux de refroidissement. On a constaté qu'EPCOR et Kirkland Lake Power Corporation exploitaient une centrale qui avait produit ou rejeté, en 1995 ou en 1996, plus que le seuil de 1 000 kg/an de chlore ou de chloramines. En 1996, les rejets d'eaux de refroidissement chlorées au Canada totalisaient 132 000 000 m^3, tandis que la charge de CRT totalisait 86 000 kg. La concentration moyenne nationale de CRT dans l'eau de refroidissement était de 0,77 mg/L en 1996 (fourchette de 0,46 à 1,48 mg/L). En 1996, la proportion la plus forte d'eaux de refroidissement chlorées a été rejetée en Alberta (rejets de CRT d'environ 33 400 kg), au Québec (26 400 kg) et en Ontario (25 000 kg).

2.2.3.2 Lutte contre la moule zébrée

En Ontario et au Québec, le chlore sert à combattre les salissures dues aux moules zébrées dans les conduites de prise d'eau et les exutoires. Pour combattre les populations de moules zébrées, la chloration n'est exigée qu'entre juin et octobre et, encore, uniquement lorsque les établissements fonctionnent (Environnement Canada, 1993).

La Division du nucléaire d'Ontario Hydro a utilisé le chlore contre la moule zébrée à ses centrales nucléaires des Grands Lacs (Bruce, Darlington et Pickering). Au Québec, en 1995 et en 1996, une centrale chlorait ses rejets pour combattre la moule zébrée. Le débit combiné

moyen de toutes les centrales était de 6 350 000 000 m^3/j. La concentration moyenne de CRT en 1996 était d'environ 0,01 mg/L. En 1996, la charge de CRT de toutes les centrales a totalisé 142 000 kg.

2.2.3.3 Eaux usées industrielles

La composition chimique des eaux usées industrielles varie considérablement selon la nature de l'industrie. Par contraste avec les caractéristiques relativement constantes des eaux usées ménagères, celles des eaux usées industrielles sont souvent très variables, même dans des industries semblables. Les eaux usées industrielles peuvent comprendre les eaux-vannes produites par les employés, les déchets de la transformation industrielle, les eaux de lavage et l'eau de chauffage ou de refroidissement (Henry et Heinke, 1996). Dans les réponses au questionnaire auprès de l'industrie, 18 usines ont révélé rejeter en tout 22 800 000 m^3 d'eaux usées chlorées en 1996. La charge de CRT due aux eaux usées industrielles en 1996 totalisait 4 900 kg. La concentration moyenne de CRT attribuable à ces usines est de 2,1 mg/L, variant du non-décelable à 3,6 mg/L, en 1995 et en 1996.

En Ontario, 5 usines rejettent continuellement des eaux usées chlorées. On n'a pas pu obtenir de renseignements détaillés sur ces usines. À Terre-Neuve, une industrie en rejette journellement 655 000 m^3. La concentration moyenne de CRT y est de 1,0 mg/L (fourchette de 0,8 à 1,2 mg/L).

2.2.4 Sommaire

L'inventaire des sources a permis de constater que la plupart des rejets de chloramines et de CRT de toutes origines avaient lieu en Ontario (environ 80 % du total national), puis au Québec (8 %) et en Alberta (6 %) [tableau 3]. Comme le montre la figure 4, environ 99 % de tous les rejets de chloramines et de CRT se font dans les eaux douces et 1 % seulement, environ, sont destinés au milieu marin. Les rejets par épandage se sont chiffrés à 0,01 % du total, taux trop modeste pour être représenté dans la figure 4. Les données sur les lieux de destination de l'eau potable provenant des réseaux de distribution étant incomplètes, elles n'ont pas été incluses dans la figure 4.

2.3 Caractérisation de l'exposition

2.3.1 Devenir dans l'environnement

Tous les rejets de chloramines dans l'environnement canadien signalés à la faveur des enquêtes auprès des municipalités et des industries (Environnement Canada, 1997b, c, d), se faisaient en solution aqueuse. Le devenir des chloramines est donc en grande partie déterminé par des processus en phase aqueuse. Cependant, d'autres phases (air et sols) participent aussi à ce devenir.

2.3.1.1 Air

Il n'existe pas d'études descriptives du devenir des chloramines dans l'air ambiant. On s'attendrait à ce que, dans l'atmosphère, les chloramines se dissipent à la faveur de phénomènes d'advection et de dilution et qu'elles réagissent, bien que l'on n'ait pas relevé de caractérisation de leurs réactions en milieu gazeux. Diverses études montrent que les chloramines sont thermodynamiquement instables et qu'elles sont sensibles à la photolyse (Gilbert *et al.*, 1987; Gilbert et Smith, 1991; Lorberau, 1993). La monochloramine et la dichloramine, très solubles dans l'eau, sont donc susceptibles d'être éliminées de l'atmosphère par la pluie. À l'état gazeux, la trichloramine est explosive, particulièrement en présence de monochloramine et de dichloramine ou lorsqu'elle est soumise au vide. Ces propriétés ont exercé un effet inhibiteur sur la recherche scientifique pertinente (Gilbert *et al.*, 1987).

2.3.1.2 Eau

Dans l'eau, les chloramines et le CRL se transforment facilement les unes en l'autre (et réciproquement), et divers composés du CRC et du CRL sont habituellement présents simultanément. Si on libère du CRL dans une eau douce de surface, il peut se former immédiatement des chloramines inorganiques ou organiques, et la nature de la molécule inorganique dominante dépend des conditions locales pertinentes, notamment du pH et du rapport molaire de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque. Les conditions existant dans les eaux douces et naturelles de surface sont favorables à la formation et à la présence de monochloramine et de dichloramine (voir la section 2.1.1). Cependant, la monochloramine est la principale chloramine inorganique présente dans les eaux douces parce qu'elle se forme plus rapidement et qu'elle est plus stable que les autres formes de CRC et de CRL (Johnson, 1978; Margerum *et al.*, 1978). On trouve rarement la trichloramine dans l'environnement, parce que sa formation dépend de conditions naturelles peu communes (c'est-à-dire pH < 4,4; rapport de l'acide hypochloreux à l'ammoniaque de plus de 7,6). Une fois formée, elle est extrêmement volatile (tableau 2) et passe rapidement dans l'atmosphère.

L'addition de CRL ou de CRC à de l'eau renfermant du brome mène à la formation de bromamines. C'est un problème dans l'eau de mer particulièrement; cependant, certaines eaux souterraines et certaines eaux douces de surface renferment aussi des quantités suffisantes de brome pour donner lieu à la formation de bromamines (El-Farra *et al.*, 1999). On considère donc que les chloramines inorganiques sont en équilibre dynamique avec plusieurs formes d'oxydants résiduels. Comme les études décrivant le devenir des chloramines inorganiques sont peu nombreuses et comme la plupart des chercheurs décrivent le devenir du CRT, presque sans préciser les diverses molécules, l'analyse du devenir des chloramines a nécessité l'examen du comportement du CRT pour en déduire le comportement des chloramines.

Le devenir des chloramines inorganiques est déterminé en grande partie par des processus se déroulant en phase aqueuse, notamment la dilution, le mélange, l'advection, la demande chimique (réactions avec des composés organiques et inorganiques), la demande par le benthos, la photodégradation, la volatilisation, l'adsorption sur les sédiments et la réaction

avec ces derniers ainsi que le transport, le dépôt, l'enfouissement et la remise en suspension des sédiments.

Le mélange et la dispersion des rejets renfermant des chloramines dépendent de la forme du cours d'eau ou de l'étendue d'eau ainsi que de l'ampleur et de la direction des écoulements et des courants. Si la dilution de l'effluent est faible ou si la vitesse du courant est grande, le mélange peut ne pas être complet avant plusieurs kilomètres en aval de la source (Milne, 1991). L'effluent peut alors se former dans une veine longue et étroite. Par exemple, les rejets des stations d'épuration de l'eau E.L. Smith et Rossdale dans la rivière Saskatchewan Nord à Edmonton (Alberta) ne se sont pas complètement mélangés avec l'eau de ce cours d'eau, et, sur des distances considérables en aval, il existait des gradients importants de concentration dans le sens transversal du cours d'eau (Milne, 1991). Les concentrations de CRT mesurées dans l'effluent de la station Rossdale variaient de 2,05 à 2,16 mg/L; à 1 402 m de la source, elles variaient de moins de 0,01 (limite de détection) à 0,065 mg/L (Milne, 1991). Dans un document complémentaire intitulé « Tier 2 Exposure Assessment of Effluents for Inorganic Chloramines » (McCullum *et al.*, 1999), on présente une discussion sur le mélange, l'advection et la dispersion en milieux fluviatile, lacustre, estuarien et marin, pour ce qui concerne la modélisation de la dispersion.

Les constantes de vitesse (k) de la décomposition des chloramines inorganiques varient fortement, de quatre ordres de grandeur selon le type d'eau utilisée (p. ex., eau douce ou salée; pH, eau de surface ou eau désionisée), la dose de chlore ou de chloramine, le plan de l'étude (p. ex., sur place ou en laboratoire) et les conditions expérimentales. Généralement, les études menées dans des conditions de laboratoire contrôlées donnent des constantes de vitesse inférieures d'au moins un ordre de grandeur aux constantes mesurées sur place (Milne, 1991). Cela est vraisemblablement dû à l'emploi de contrôles limitant de nombreux processus de décomposition dans l'environnement tels que la volatilisation, la photodégradation et la demande par le benthos.

La demande de chloramines dans la colonne d'eau provient de réactions avec des substances inorganiques (p. ex., ions I^-, S^{2-}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, HSO_3^- et NO_2^-) et organiques (p. ex., sulfures d'alkyle, amines et certains aromatiques hétérocycliques azotés), de même que de l'adsorption sur les solides et la matière colloïdale (Morris et Isaac, 1980; Christman *et al.*, 1983; Scully et White, 1992). Les réactions dans les milieux aquatiques sont déterminées par la température, le pH et la turbulence (Heinemann *et al.*, 1983; Abdel-Gawad et Bewtra, 1988; Milne, 1991).

En conditions contrôlées (pas de lumière solaire ni de volatilisation, 15 °C) employant de l'eau désionisée mélangée avec diverses eaux douces de surface (ruisseau Norrish de la Colombie-Britannique; rivière Saskatchewan Nord de l'Alberta; rivière Grand de l'Ontario), Environnement Canada (1998a) a déterminé des constantes de vitesse de la décomposition qui, dans le cas de la monochloramine, variaient de 0,017 à 0,413 par jour (demi-vie de 1,67 à 40,8 jours). À l'aide de mélanges d'eau désionisée et d'eau de mer du bras de mer Burrard (Colombie-Britannique), Environnement Canada (1998b) a déterminé des constantes de vitesse de la dégradation de la monochloramine de 0,74 à 1,01/j (demi-vie de 0,68 à 0,94 jour). Abdel-

Gawad et Bewtra (1988) ont déterminé que la constante de vitesse de la décomposition du CRT était de 0,48/j (demi-vie de 1,44 j) en employant des mélanges d'eaux usées municipales et d'eau de la rivière Sainte-Clair à 20 °C. Heinemann *et al.* (1983) ont déterminé, pour la demande chimique, des constantes de vitesse de 1,73 à 23,76/j (demi-vie de 0,03 à 0,40 j) à 20 °C, à l'aide, aussi, de mélanges d'effluent et d'eau de surface.

D'après Lee *et al.* (1982) et Heinemann *et al.* (1983), le CRT est très volatil et il représente de 20 à 80 % du chlore perdu de diverses rivières du Colorado. Il n'existe pas de constantes de vitesse de volatilisation calculées, propres aux chloramines. Le CRT peut subir l'influence de la photodégradation; cependant, lorsque l'on combine tous les procédés naturels de décomposition, leurs effets peuvent s'annuler (Milne, 1991).

La vitesse globale ou brute de décomposition tient compte de différents facteurs du milieu qui, lorsqu'ils sont considérés ensemble, peuvent être représentatifs des conditions naturelles. Une étude bibliographique a révélé que les premier et troisième quartiles des constantes globales de vitesse de décomposition du CRC, du CRT et des ORT étaient approximativement de 0,70 et 20,0/j respectivement (demi-vie de 0,03 à 1,0 j) [voir Pasternak, 1999 : figure 1]. Reckhow *et al.* (1990) ont calculé pour la monochloramine des vitesses supérieures de décomposition sur place (c'est-à-dire 144/j; demi-vie de 0,005 j). Wisz *et al.* (1978) ont entrepris d'évaluer la décomposition du CRC des eaux usées urbaines chlorées rejetées dans le ruisseau Aurora (maintenant Tannery), en Ontario, et ils ont signalé que les constantes de vitesse de la décomposition de la monochloramine variaient de 4,97/j en hiver à 19,54/j en été (demi-vie de 0,04 à 0,14).

2.3.1.3 Sédiments

Dans la colonne d'eau, les chloramines inorganiques peuvent disparaître par adsorption et réaction avec les matières en suspension et les sédiments (Milne, 1991). Environnement Canada (1998b) a constaté que, à la concentration de 5 000 mg de poids sec par litre, dans la rivière Grand, la Saskatchewan Nord et le ruisseau Downes, les sédiments entraînaient chez la monochloramine des constantes de vitesse de décomposition de 0,50, 0,28 et 14,83/j (demi-vies de 1,4, 2,5 et 0,05 j), respectivement. Les vitesses de décomposition maximales étaient associées aux sédiments qui renfermaient le plus d'azote et de carbone organiques et que l'on soupçonnait de renfermer des matières biologiquement actives (c'est-à-dire du mucilage fluviatile).

Le lit des cours d'eau peut être couvert de matières biologiquement actives sous forme de mucilages, de boues et d'algues, plus particulièrement à proximité des émissaires d'eaux usées. Ces matières biologiques sont capables d'assimiler le chlore résiduel (Krenkel et Novotny, 1980). La vitesse d'assimilation des polluants dans cette couche de matières (ou la vitesse de la demande du benthos) dépend de la nature des matières biologiques, de la température, du débit ainsi que des caractéristiques et de la profondeur des sédiments (Milne, 1991). En raison de la dépendance du phénomène à l'égard de conditions locales, il est très difficile de formuler des généralités sur la vitesse de disparition des chloramines du fait de la demande du benthos, sauf que le phénomène peut être extrêmement rapide.

Une étude a fourni une estimation préliminaire de la demande de CRT par le benthos. Milne (1991) a entrepris de mesurer sur place cette demande, dans la rivière Saskatchewan Nord, immédiatement en amont de la station d'épuration de l'eau E.L. Smith à Edmonton, en septembre et octobre 1990 et en septembre 1991. Il a observé une constante (moyenne géométrique) de vitesse de disparition du CRT de 448-591/j (demi-vie de 0,001 à 0,002 j). En fait, la demande était supérieure aux constantes de vitesse de décomposition du CRT qui avaient été mesurées dans la rivière (c'est-à-dire entre 20,0 et 28,0 par jour, ou demi-vie de 0,03 et 0,04 j). L'exposition antérieure au chlore résiduel a-t-elle modifié l'assimilation des chloramines par le benthos ou se déroulait-il des phénomènes d'adsorption ou de réaction? Cette dernière éventualité semble cependant vraie en raison de la nature organique des matières benthiques.

2.3.1.4 Sols

Aucune étude n'a porté sur l'évaluation du devenir des chloramines inorganiques sur et dans les sols. D'après l'information connexe sur les sédiments et les eaux de surface, les chloramines réagiraient avec les particules, se volatiliseraient et subiraient la photolyse à la surface du sol ou réagiraient et seraient adsorbées dans la matrice du sol. Les chloramines peuvent oxyder la matière organique de la couche superficielle du sol (Bodek *et al.*, 1988), plus particulièrement les matières organiques azotées, par exemple les sulfures d'alkyle, les amines et certains aromatiques hétérocycliques azotés (Christman *et al.*, 1983; Scully et White, 1992). Zellmer *et al.* (1987) ont spéculé que les constituants d'un loam argileux renfermant du limon fin avaient complètement immobilisé ou désactivé l'hypochlorite de sodium du mélange C-8 (15 % de perchloréthylène, 8 % d'hypochlorite de calcium, 1 % d'émulsifiant et 76 % d'eau). Ayant simulé les conditions accompagnant un déversement, ils ont constaté l'absence de chlore résiduel sur toute la longueur d'une carotte de 68 cm, 144 h après le début de l'analyse par la méthode à l'amidon et à l'iode.

2.3.1.5 Biote

L'accumulation de chloramines inorganiques dans les organismes vivants est improbable, puisque l'on sait que ces composés sont éphémères et fortement réactifs avec les substances organiques.

2.3.2 Concentrations dans l'environnement

On ne possède aucune donnée sur les concentrations de chloramines présentes dans l'air ambiant, les eaux souterraines, les sédiments, les sols ou les organismes vivants. Dans des effluents renfermant des eaux usées urbaines et de l'eau potable, dans l'eau de refroidissement et dans l'eau potable de même que dans l'eau de surface près des exutoires des stations d'épuration des eaux usées, on a dosé le CRT, les ORT, la monochloramine et la dichloramine (Pasternak et Powell, 1999). Ce qui suit résume les concentrations de CRT et de CRC dans les eaux usées urbaines et l'eau potable ainsi que dans les eaux de surface à proximité des exutoires des stations d'épuration des eaux usées.

2.3.2.1 Rejets d'effluents

En 1997, Environnement Canada (1997e) a dosé le CRT, le CRL, la monochloramine, la dichloramine et les chloramines organiques totales dans trois stations d'épuration des eaux usées de la Colombie-Britannique. Ces trois stations déchlorent les eaux usées traitées avant leur rejet. Au cours de l'étude, on a analysé, pour y déceler les formes de CRC, des échantillons d'eaux usées prélevés après chloration et avant déchloration. Le tableau 4 montre que le CRT était surtout constitué de chloramines inorganiques ou organiques, ce que corroborent d'autres études présentées dans cette section.

D'après une présélection d'une cinquantaine d'emplacements riverains, situés dans l'ensemble du Canada et recevant l'effluent chloré d'une station municipale d'épuration des eaux usées, on a constaté, à partir des moyennes de 1996 sur les effluents et des débits annuels moyens des cours d'eau, que les effluents étaient dilués environ 940 fois (valeur médiane). Au cours de l'étiage, le coefficient de dilution médiane était d'environ 310 (fourchette de 2 à 50 000) [Pasternak et Powell, 1999]. Il s'ensuit que les concentrations de chloramines dans les effluents peuvent, par dilution, rapidement atteindre le non-décelable (environ < 0,01 mg/L), si le mélange dans un volume suffisant d'eau de surface est rapide. Cependant, à faible dilution et dans des conditions où leur décomposition est lente (p. ex., eau froide, à faible teneur en matières organiques et en matières totales en suspension), les fortes concentrations de chloramines peuvent persister sur de grandes distances en aval de la source.

Au cours de l'été 1998, Environnement Canada a fait effectuer, par contrat, des études d'échantillonnage à trois emplacements riverains, où la dilution était faible (rivières Sheep, Don et Lynn) et à un emplacement lacustre (lac Ontario) où la charge et la dilution étaient fortes. Dans la Sheep, à la station d'épuration des eaux usées d'Okotoks, en Alberta, la concentration de CRC à la hauteur de l'émissaire de la station s'est révélée être de 0,330 mg/L. À 5 m de l'émissaire, la concentration variait entre < 0,005 mg/L (la limite de détection) et 1,350 mg/L. À 150 m en aval, elle variait de moins que la limite de détection à 0,150 mg/L (Golder Associates Ltd., 1998).

À la station d'épuration des eaux usées d'Ashbridges Bay (lac Ontario), la concentration de CRC dans l'effluent, de 1,250 mg/L, est passée à 0,090-0,180 mg/L à 100 m de l'exutoire. À 1 300 m, elle variait de 0,020 à 0,030 mg/L. À la SEEU de North Toronto, elle s'est révélée être de 1,040 mg/L; dans la Don, à 30 m en aval de l'exutoire, de < 0,005-0,053 mg/L; à 200 m en aval, elle était de < 0,005-0,013 mg/L. Dans l'effluent de la SEEU de Simcoe, elle variait de 0,170 à 0,343 mg/L; dans la Lynn, à 3 m en aval de l'exutoire, elle variait de < 0,005 à 0,260 mg/L; à environ 500 m en aval, elle était de moins de 0,005 mg/L. On a ensuite dosé des concentrations décelables de chloramines à environ 300 m en aval de l'exutoire. Un échantillon ultérieur, prélevé pour confirmation à 600 m en aval, renfermait cependant des concentrations de CRC de 0,020 à 0,023 mg/L. L'échantillonnage à 300 m a perturbé les sédiments de fond et peut avoir remis des chloramines en suspension dans la colonne d'eau. Ces chloramines remises en suspension peuvent avoir été dosées à 600 m. Ces observations portent à croire que les chloramines peuvent être stockées dans les sédiments d'un

cours d'eau pour être éventuellement libérées si les sédiments sont perturbés (Gartner Lee Ltd., 1998).

Wisz *et al.* (1978) ont étudié la décomposition du chlore résiduel dans les eaux réceptrices de l'effluent de quatre stations municipales d'épuration des eaux usées de l'Ontario (Aurora, Bolton, Brantford et Alliston). Ils ont observé que la persistance, en aval, du chlore résiduel dépendait en grande partie de la dilution. Le chlore résiduel s'est dégradé assez rapidement dans les eaux réceptrices où le rapport de dilution était supérieur à 20. Au cours de l'étiage estival, les rapports de dilution dans les stations étaient comme suit : Brantford, 43; Alliston, 23; Aurora, 1/1,3; Bolton, 24,6. Deux cours d'eau récepteurs où la dégradation s'est révélée rapide étaient la Grand (Brantford) et la Boyne (Alliston). Aux deux exutoires de la station de Brantford, les concentrations de CRC étaient respectivement de 0,880-2,288 mg/L et de 0,920-2,272 mg/L. À 107m en aval, la concentration de CRT dans la Grand approchait déjà la limite de détection de 0,002 mg/L. À 942 m, les concentrations de CRT n'étaient plus mesurables. À l'exutoire de la station d'Alliston, les concentrations de CRT variaient de 0,768 à 1,408 mg/L. À 61 m en aval, elles étaient passé à < 0,002-0,045 mg/L; à 1,5 km environ, elles étaient inférieures à la limite de détection.

Wisz *et al.* (1978) ont montré que la dégradation des chloramines est notablement plus lente l'hiver que l'été. Au cours de l'été 1976, les concentrations de monochloramine et de dichloramine à l'exutoire de la station d'Aurora variaient de 1,120 à 1,440 mg/L et de moins que la limite de détection à 0,144 mg/L, respectivement. À 91 m en aval, dans le ruisseau Aurora, les concentrations de monochloramine variaient de 0,364 à 0,632 mg/L. À 2 900 m en aval, elles étaient tombées sous la limite de détection (< 0,002 mg/L). On a dosé la dichloramine à environ 2 900 m en aval de l'exutoire (0,013 à 0,018 mg/L). Au cours de l'hiver 1977, les concentrations dosées de monochloramine et de dichloramine à l'exutoire du ruisseau Aurora étaient respectivement de 1,200 et de 0,320 mg/L. À 4 800 m en aval, elles étaient respectivement de 0,216 et de 0,080 mg/L.

2.3.2.2 Rejets d'eau potable

Environnement Canada et le DVF ont effectué des échantillonnages à Mission et à Abbotsford (C.-B.) afin de déterminer si les chloramines provenant de l'utilisation de l'eau à l'extérieur des habitations et les chloramines des opérations de lavage et de rinçage dans l'industrie pouvaient être dosées dans les cours d'eau locaux (Vanden Berg et Wade, 1997; FVRD, 1998, 1999; Pasternak *et al.*, 1998, 1999). On n'a pas trouvé de concentrations mesurables de CRC et de CRL à l'exutoire des égouts pluviaux et dans les cours d'eau locaux par l'HPLC, la titrimétrie à la DPD et au SFA et par ampérométrie. Ces études n'ont pas confirmé les conclusions de Triton Environmental Consultants Ltd. (1995), qui avait trouvé des concentrations mesurables de CRT et de CRL dans plusieurs des mêmes cours d'eau en employant la trousse Hach de colorimétrie à la DPD. Les rapports, à l'exception de ceux de Triton Environmental Consultants Ltd. (1995), ont conclu que les utilisations de faibles volumes d'eau traitée aux chloramines (p. ex., arrosage des pelouses et des potagers, lavage d'équipement, de la voiture et de l'entrée de cette dernière) n'entraînaient pas de concentrations mesurables de chloramines dans les eaux de surface du DFV.

Deux hécatombes de salmonidés et d'invertébrés, consécutives aux rejets d'eau potable traitée aux chloramines, lors d'une rupture de conduite maîtresse, dans le ruisseau Fergus (Surrey, en Colombie-Britannique) montrent que des concentrations de chloramines gravement mortelles pour ces organismes se sont effectivement retrouvées dans les eaux de surface (voir la section 2.4.1.3). Les concentrations de CRT dans l'eau potable traitée aux chloramines étaient, à proximité de l'emplacement de chaque rupture de conduite maîtresse, de 2,53 et de 2,75 mg/L (Nikl et Nikl, 1992). Ces épisodes ont entraîné des condamnations sous le régime de la *Loi sur les pêches*.

2.4 Caractérisation des effets

2.4.1 Écotoxicologie

On a effectué, dans les publications internationales un examen en profondeur de l'écotoxicologie des chloramines inorganiques, aux termes duquel on a résumé l'information toxicologique pertinente, cerné les lacunes importantes dans les données; classé numériquement la qualité des données dans les articles pertinents (Farrell et Wan, 1999; annexe B).

2.4.1.1 Mode d'action

La monochloramine perturbe le fonctionnement des protéines bactériennes, et son mode d'action semble correspondre à un mécanisme à frappes multiples, qui inactive plusieurs sites cellulaires avant de tuer la cellule ou d'y causer des lésions irréversibles (Jacangelo *et al.*, 1991). Les acides aminés, notamment ceux qui possèdent des groupes soufrés et tryptophanes, se sont révélés plus réactifs que les acides nucléiques, dans les études sur la désinfection (Ingols *et al.*, 1953; Boyce, 1963). La monochloramine a inhibé la croissance bactérienne de même que la synthèse de l'ADN, de l'ARN et des protéines, à la concentration de 0,515 mg/L. À la concentration de 5,15 mg de monochloramine/L, les enzymes renfermant des groupes sulfhydryles étaient notablement paralysées (Kohl *et al.*, 1980). L'inhibition due à la monochloramine s'est révélée irréversible avec l'addition de substances chimiques contenant des groupes sulfhydryles après addition de la monochloramine. On a pensé que la monochloramine agit probablement sur d'autres emplacements, outre les groupes sulfhydryles (Boyce, 1963; Kohl *et al.*, 1980).

Peu d'études ont porté sur le mode d'action de la monochloramine sur les virus. On a élucidé deux mécanismes. Selon le premier, la monochloramine interagit avec l'ARN dans le bactériophage, l'autre fait appel à l'interaction d'un mélange de chloramines inorganiques avec la capsule protéinique du virus. Le mode d'action chez les virus peut varier selon le type viral et la concentration de chloramines (Fujioka *et al.*, 1980; Olivieri *et al.*, 1980).

Les chloramines semblent traverser l'épithélium des branchies des poissons assez facilement et provoquent moins de dégâts cellulaires que le chlore libre. Chez le poisson, les chloramines inorganiques perturbent le transport de l'oxygène par le sang en réagissant avec l'hémoglobine des érythrocytes pour former de la méthémoglobine, inhibant la capacité de la

cellule de lier l'oxygène (Buckley, 1976). Le taux de méthémoglobine dans l'hémoglobine augmente notablement avec l'exposition aux chloramines, et le poisson commence à présenter des signes d'anémie hémolytique. Une hémorragie grave se manifeste dans tout l'organisme et dans les nageoires. En outre, le poisson se couvre de mucosités, semble tousser fréquemment et nage de façon erratique (Grothe et Eaton, 1975; Buckley, 1977; Travis et Heath, 1981). Les chloramines se sont également révélées réduire la filtration et la reproduction chez les rotifères, le homard et les poissons, mais les mécanismes sous-jacents de ces réactions ne sont pas perceptibles (Capuzzo *et al.*, 1976, 1977; Capuzzo, 1977, 1979a).

Certains poissons peuvent éviter les chloramines à des concentrations variant de 0,0057 à 0,44 mg/L (Fava et Tsai, 1978; Cherry *et al.*, 1979; Hidaka et Tatsukawa, 1985). Cependant, certains autres les ont moins évitées à leur préférendum de température. Les hautes températures peuvent annihiler la réaction d'évitement et attirer le poisson (Hall *et al.*, 1982, 1983). L'ammoniaque excédentaire servant à créer des solutions de chloramines peut aussi attirer certains poissons, ce qui mitige la réaction d'évitement (Cherry *et al.*, 1982). Enfin, certains poissons sont capables de déceler de faibles concentrations de chloramines si on les laisse exposés plus longtemps, période pendant laquelle ils acquièrent la capacité de les éviter (Fava et Tsai, 1978).

2.4.1.2 Organismes terrestres

Peu d'études ont été consacrées à la toxicité (aiguë ou chronique) des chloramines pour les végétaux. Les graines de féverole (*Vicia faba*) ont montré que 60 minutes d'exposition à 5,15 mg de monochloramine/L entraînaient une anaphase présentant un taux d'anomalies de 24 %. La monochloramine endommagerait les chromosomes à des concentrations qui ne provoquent pas de lésions visibles chez les végétaux (Sekerka, 1981).

On possède très peu de données sur la toxicité (aiguë ou chronique) des chloramines pour les animaux terrestres, à l'exception des rats (Farrell et Wan, 1999; annexe A). On a relevé une seule étude sur leurs effets chez les amphibiens. Cette étude, pour laquelle on avait employé des œufs de l'urodèle *Pleurodeles waltl*, a révélé que la monochloramine provoquait des mutations à la concentration de 0,15 mg/L, mais non à 0,05 ou à 0,01 mg/L (Fernandez *et al.*, 1993).

2.4.1.3 Organismes aquatiques

Propre à chaque organisme aquatique, la toxicité aiguë des chloramines varie en fonction du stade évolutif, de l'espèce chimique, de la durée d'exposition, du pH et de la température. La variabilité des conditions expérimentales (p. ex., écarts de pH, de température, de durée d'exposition, composition des molécules inorganiques) ainsi que de la qualité des données rend les comparaisons très difficiles entre les valeurs toxicologiques « historiques » des chloramines. On s'inquiète particulièrement de la variabilité des concentrations de chloramines et des façons imprécises de les exprimer. En outre, une synergie est possible entre la toxicité du chlore libre et celle des chloramines (Farrell et Wan, 1999; annexe A).

Pour résumer les données disponibles, déterminer les espèces aquatiques sensibles et cerner les lacunes dans les données, on s'est servi d'une méthode méta-analytique (Mattice et Zittel, 1976; Mattice, 1977) par laquelle on représente graphiquement toutes les données toxicologiques se rapportant au milieu aquatique, en exprimant les valeurs de CL_{50} en fonction de la durée d'exposition, selon des catégories biologiques et écologiques (Farrell et Wan, 1999; annexe C). Ces graphiques visaient à établir une limite de concentration inférieure à toutes les données correspondant à la toxicité aiguë, y compris aux données sur les espèces sensibles. Cependant, on a manqué cet objectif, parce qu'à aucune espèce ne correspondait un ensemble suffisamment complet de données pour permettre de tracer avec confiance une limite inférieure de concentration des chloramines. On a donc effectué des essais supplémentaires de détermination de la toxicité aiguë, étayés par la meilleure chimie analytique disponible, avec des poissons dulçaquicoles (jeunes saumons quinnats, *Oncorhynchus tshawytscha*), des invertébrés dulçaquicoles (*Ceriodaphnia dubia* et *Daphnia magna*) et des invertébrés marins (*Amphiporeia virginiana* et *Eohaustorius washingtonianus*) représentatifs. Pour ces espèces, on a déterminé les temps létaux de référence (p. ex., TL_{100}, TL_{50}, TL_{20}, TL_0).

2.4.1.3.1 Algues et plancton dulçaquicoles et marins

Les chloramines inorganiques servent à combattre les salissures en milieux dulçaquicoles et marins, ainsi que les croissances bactériennes et planctoniques. Selon Farrell et Wan (1999; annexe A), la concentration minimale à laquelle on a signalé un effet du chlore résiduel chez une algue est de 0,01 mg/L. Cela correspond à une CE_{50} après 15 minutes (assimilation de carbone) chez l'algue unicellulaire *Pyramimonas virginica* (Bender *et al.*, 1977). Maruyama *et al.* (1988) ont trouvé des CE_{50} après 10 jours (croissance) de 0,014 et de 0,02 mg/L pour l'algue rouge pluricellulaire *Porphyra yezoensis*.

2.4.1.3.2 Invertébrés dulçaquicoles

Les CL_{50} pour les invertébrés variaient de 0,011 mg/L, chez la puce d'eau (*D. magna*) [CL_{50} après 24 h] à 0,96 mg/L, chez l'écrevisse *Oronectes nais* (CL_{50} après 96 h) [Ludwig, 1979; Kaniewska-Prus, 1982]. Comme les CL_{50} signalées pour *D. magna* variaient considérablement (p. ex., les CL_{50} après 24 h variaient de 0,011 à 0,110 mg/L), on a effectué des essais supplémentaires de détermination de la toxicité aiguë avec *D. magna*, en appliquant les meilleures méthodes disponibles de la chimie analytique, pour établir la fiabilité des valeurs publiées; les résultats de ces essais sont résumés dans Farrell et Wan (1999). Les CL_{50} estimées des chloramines, après 24 et 48 h, pour *D. magna* étaient de 0,019 et de 0,017 mg/L, respectivement, dans l'eau à 20 °C et à un pH de 8. Elles se comparaient à la CL_{50} minimale publiée pour *D. magna*. Cependant, le rotifère *Keratella cochlearis* (CL_{50} après 24 h de 0,013 5 mg/L) et la puce d'eau australienne *C. dubia* (CL_{50} après 24 h de 0,012 mg/L), étaient plus sensibles que *D. magna* aux expositions ininterrompues aux chloramines (Beeton *et al.*, 1976; Taylor, 1993). Par contraste, la mye asiatique *Corbicula fluminea* était très résistante, la CL_{50} excédant 2 mg/L (Belanger *et al.*, 1991).

Les publications renfermaient trop peu de données sur la même espèce sensible pour permettre de tracer avec confiance une limite inférieure de concentration pour de la toxicité

continue des chloramines chez les invertébrés d'eau douce. On a donc effectué des essais détaillés pour mesurer le TL_{50} avec *C. dubia*, l'invertébré dulçaquicole se classant au deuxième rang de la sensibilité. Ces essais supplémentaires se sont appuyés sur les meilleures techniques disponibles de la chimie analytique; bien que le régime d'exposition ait été statique, le renouvellement horaire de l'eau a limité la dégradation graduelle des chloramines dans les enceintes expérimentales (Farrell et Wan, 1999; annexe E). Pour les expositions pouvant atteindre 3 200 minutes pour 26 concentrations de monochloramine, la CL_{50} pour *C. dubia* nouveau-né de la troisième génération (12 à 24 h) pouvait être prédite par une simple équation exponentielle :

$$CL_{50}\ (mg/L) = 61{,}6\ t^{-1{,}08} \qquad (1)$$

où t = durée d'exposition en minutes ($R^2 = 0{,}95$).

Pour les TL_{20} de *C. dubia*, l'équation exponentielle suivante a été calculée par Farrell et Wan (1999; annexe C) :

$$CL_{20}\ (mg/L) = 53{,}9\ t^{-1{,}10} \qquad (2)$$

où t = durée d'exposition en minutes ($R^2 = 0{,}92$).

Les courbes du TL_{50} et du TL_{20} pour *C. dubia* sont présentées dans les figures 5 et 6.

2.4.1.3.3 Invertébrés marins

Les données que l'on possède sur la toxicité aiguë pour les invertébrés marins ou estuariens sont très variables. En faisaient néanmoins partie des données sur des espèces qui semblaient extrêmement sensibles aux chloramines inorganiques (c'est-à-dire CL_{50} après 48 h de moins de 0,01 mg/L pour les jeunes et les larves de l'huître *Crassostrea virginica*; CL_{50} après 48 h de 0,001 mg/L pour les larves de la mye *Mercenaria mercenaria*) [Bender *et al.*, 1977; Capuzzo, 1979b]. On a étudié la toxicité aiguë des ODC pour *A. virginiana* et *E. washingtonianus* (Farrell et Wan, 1999; annexe E) en utilisant les meilleures ressources disponibles (espèces étudiées et chimie analytique). Les CL_{50} estimées après 48 h pour ces deux invertébrés étaient respectivement de 0,567 et de 0,626 mg/L, tandis que les CL_{50} après 168 h étaient respectivement de 0,043 et de 0,134 mg/L dans l'eau de mer à 10 et à 15 °C et à un pH de 7,5.

2.4.1.3.4 Poissons dulçaquicoles

À des durées d'exposition comparables, l'invertébré dulçaquicole le plus sensible était près de 10 fois plus sensible aux chloramines inorganiques que la plupart des espèces de poissons sensibles. Pour le poisson, la CL_{50} après 96 h variait de 0,07 mg/L, chez le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) à 1,72 mg/L, chez la carpe (*Cyprinus carpio*) [Buckley, 1976; Heath, 1977].

Chez les poissons, on a constaté une relation inversement proportionnelle entre la température et la résistance à la monochloramine (Roseboom et Rishey, 1977; Seegert *et al.*, 1979; Elmore *et al.*, 1980). La température à laquelle débute cette relation dépend fortement de l'espèce et de l'intervalle de températures dans lequel l'espèce fonctionne de la façon la plus efficace. Certains organismes peuvent présenter une adaptation eurytherme, c'est-à-dire survie, reproduction et métabolisme dans une gamme élargie de températures. On a observé plusieurs cas d'une tolérance plus grande à la chloramine chez les poissons d'eau froide tels que l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), que chez ceux d'eau chaude tels que la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) [Heath, 1977]. Ceci contredit directement la supposition générale selon laquelle les salmonidés d'eau froide sont des plus sensibles aux composés chlorés (Farrell et Wan, 1999; annexe A).

L'évaluation des effets du pH, par régression des résultats des essais biologiques du chlore, sur la toxicité du CRC en eau douce (pH de 5 à 8) montre que les changements de pH modifient à peine la toxicité des effluents (Farrell et Wan, 1999; annexe A).

Les solutions de dichloramine semblent plus toxiques pour le poisson que celles de monochloramine, en dépit des exceptions relevées. On observe très rarement la trichloramine dans l'environnement (Thomas *et al.*, 1980; Brooks et Bartos, 1984).

On a examiné les effets des chloramines inorganiques sur divers stades évolutifs (alevin vésiculé, alevin ayant résorbé sa vésicule, jeune) de l'omble de fontaine et du saumon coho. Le stade de l'alevin vésiculé était plus tolérant aux chloramines inorganiques que le poisson ayant résorbé sa vésicule, les alevins plus âgés et plus gros étant moins tolérants que les alevins venant d'éclore. La plus grande sensibilité aux chloramines a été observée immédiatement après le stade du jeune ayant résorbé sa vésicule. Cela peut être dû, en partie, aux stress physiologiques et comportementaux reliés aux modifications des méthodes de quête de la nourriture (c'est-à-dire passage du stade vésiculé à celui de la recherche active de nourriture) qui surviennent alors au cours du cycle biologique du poisson.

La mesure du taux de mortalité après exposition a été limitée à des essais toxicologiques ayant duré moins de 200 min. L'exposition intermittente aux chloramines était soit moins toxique, soit aussi toxique que l'exposition continue.

Chez le poisson, la CSENO minimale des chloramines était de 0,016 5 mg/L, chez le tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Le seuil correspondant au ralentissement de la croissance chez le saumon coho était de 0,011 à 0,023 mg de chloramines/L. Par comparaison, on possédait des données sur le comportement d'évitement de 12 espèces. Les seuils chez le saumon coho et la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) adultes semblaient se situer à 0,090-0,110 mg/L, pour une durée d'exposition de 10 min, mais le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) a décelé les chloramines à 0,002 mg/L, après 45 min d'exposition.

Pour définir la limite inférieure de la concentration correspondant à la toxicité continue des chloramines, on a effectué des essais de mesure du TL_{50} avec de jeunes saumons quinnats (Farrell et Wan, 1999). Les données publiées étaient insuffisantes pour permettre de définir

cette limite inférieure avec confiance sans effectuer ces tests supplémentaires. Pour les expositions allant jusqu'à 10 jours, on a prédit la CL_{50} au moyen d'une simple équation exponentielle, comme suit :

$$CL_{50}\ (mg/L) = 7{,}24\ t^{-0{,}452} \qquad (3)$$

où t = la durée d'exposition en minutes ($R^2 = 0{,}94$).

La concentration létale initiale projetée pour un taux de mortalité de 50 % chez les jeunes quinnats était de 0,09 mg/L pour des durées d'exposition n'excédant pas 10 jours. L'exposition à moins de 0,67 mg de chloramines/L pendant 3 h n'a pas entraîné ensuite de mortalité.

Chez le quinnat exposé jusqu'à 10 jours, la CL_{20} correspondait aux données sur la toxicité observée à l'aide de l'équation exponentielle suivante :

$$CL_{20}\ (mg/L) = 6{,}97\ t^{-0{,}488} \qquad (4)$$

où t = la durée d'exposition en minutes ($R^2 = 0{,}92$).

Les courbes du TL_{50} et du TL_{20} pour le saumon quinnat sont présentées à la figure 7. Lorsque l'on compare les équations 1 et 2, pour *C. dubia*, aux équations 3 et 4, pour le quinnat, il est évident que les jeunes quinnats sont moins sensibles aux chloramines que *C. dubia*.

2.4.1.3.5 Poissons marins et estuariens

Les données toxicologiques concernant ces poissons sont rares. L'espèce la plus sensible a été la capucette (*Menidia menidia*) [CL_{50} après 96 h de 0,040 mg/L] (Bender *et al.*, 1977). Les effets des chloramines inorganiques (dosées en chlore total) chez les jeunes de trois poissons marins — plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), spare (*Stenotomus versicolor*) et choquemort (*Fundulus heteroclitus*) — ont été examinés par Capuzzo *et al.* (1977), à 25 °C et à 30 °C. Les chloramines inorganiques se sont révélées les plus toxiques pour le choquemort (mortalité totale à 1,20 mg de chloramines résiduelles/L), la plie rouge ensuite (mortalité totale à 2,55 mg/L), puis le spare (mortalité totale à 3,10 mg/L). On a observé des manifestations de stress à 0,65 mg de chloramines résiduelles/L chez le choquemort, à 1,50 mg/L chez la plie rouge et à 2,20 mg/L chez le spare. On a observé une synergie entre la toxicité des chloramines et la température, le réchauffement jusqu'à 30 °C ayant tué tous les poissons à des concentrations moindres.

2.4.2 Effets atmosphériques abiotiques

Les chloramines inorganiques se forment en milieu aquatique et y sont rejetées. On sait qu'elles sont volatiles, mais, dans les publications, on ne signale pas de concentrations de chloramines dans l'air ambiant. Les chloramines absorbent le rayonnement dans la région de 200 à 300 nm

du spectre et elles sont sensibles à la photolyse dans l'eau (Hand et Margerum, 1983; Lin *et al.*, 1983; Reckhow *et al.*, 1990). Aucune donnée ne se rapporte à leur devenir dans l'atmosphère, mais elles y seraient très instables et non persistantes (Kirk-Othmer, 1979; Lide, 1998). Très solubles dans l'eau, la monochloramine et la dichloramine sont susceptibles d'être lessivées de l'atmosphère par la pluie, puis de se déposer au sol et dans l'eau. L'effet combiné de leur réactivité atmosphérique et de leur entraînement par la pluie empêcherait la monochloramine et la dichloramine de participer à la destruction de l'ozone stratosphérique. En outre, les renseignements dont on dispose montrent que les chloramines contribueraient très peu à la formation de l'ozone troposphérique.

3.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

3.1 LCPE 1999, 64*a*) : Environnement

L'évaluation du risque que posent pour l'environnement les substances figurant sur la liste des substances d'intérêt prioritaire se fonde sur les méthodes exposées dans Environnement Canada (1997a). L'analyse des voies d'exposition, puis la détermination des récepteurs sensibles servent à sélectionner les paramètres de mesure pour l'évaluation environnementale (p. ex., effets négatifs sur la reproduction d'espèces sensibles de poissons dans une communauté). Pour chaque paramètre, on choisit une valeur estimée de l'exposition (VEE) et on détermine une valeur estimée sans effet observé (VESEO), en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un coefficient. On calcule pour chacun des paramètres de l'évaluation un quotient prudent (ou très prudent) [VEE/VESEO ou CEE/VESEO], afin de déterminer s'il existe ou non un éventuel risque écologique au Canada. Si ces quotients sont inférieurs à l'unité, on peut en conclure que la substance ne pose pas de risque important pour l'environnement, et l'évaluation du risque se termine là. Si, cependant, le quotient est supérieur à l'unité, il faut procéder, pour ce paramètre, à une analyse dans laquelle on pose des hypothèses plus réalistes et on examine la probabilité et l'ampleur des effets. Il faut alors tenir davantage compte des causes de variabilité et d'incertitude dans l'analyse du risque.

3.1.1 Paramètres de l'évaluation

Au Canada, les rejets de chloramines inorganiques se font en solution aqueuse destinée au milieu aquatique. L'évaluation est donc fondée sur l'exposition en phase aqueuse. La trichloramine n'a aucune importance écologique, puisque les conditions sont rarement réunies pour en favoriser la formation. Comme les chloramines sont en équilibre dynamique avec d'autres molécules de chlore résiduel et, en raison des limites des méthodes d'analyse, qui ne sont pas spécifiques, la présente évaluation utilise souvent des données se rapportant au CRT et aux ORT. En réalité, les effets observés découlent habituellement de la présence simultanée de différentes molécules de chlore résiduel dont on ne peut pas distinguer les effets individuels.

Les chloramines aboutissant dans les eaux de surface sont dues aux rejets d'effluents, d'eau de refroidissement et d'eau potable. Cependant, certains rejets d'eau potable (p. ex., en raison de l'utilisation de cette eau à l'extérieur, de ruptures de conduite maîtresse et de fuites) se font dans le sol.

La monochloramine et la dichloramine sont solubles dans l'eau. On sait qu'elles se volatilisent dans l'air et qu'elles passent de l'eau aux sédiments ou qu'elles réagissent avec ces derniers. Cependant, on ne possède pas de données sur leur présence ou leur devenir dans l'air et dans les sédiments. Les répercussions du chlore résiduel n'ont donc été recensées que dans aucune phase sauf la phase aqueuse. Jusqu'ici, leur présence dans l'air et les sédiments n'a pas semblé aussi préoccupante que dans les eaux de surface. C'est pourquoi la présente évaluation insistera sur les expositions aux chloramines en phase aqueuse.

Les données sur la décomposition montrent que les chloramines ne sont pas persistantes dans l'environnement; l'évaluation des rejets insiste donc sur l'exposition près des sources ponctuelles ainsi que sur les effets aigus et subaigus subis par les organismes récepteurs.

3.1.1.1 Rejets dans les sols

Le paramètre d'évaluation pour les sols a été la mortalité et le rétablissement des microorganismes ainsi que les processus pédologiques. Les microorganismes du sol jouent un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs et dans la décomposition de la matière organique. Ils sont donc importants pour la croissance végétale. La réduction des populations microbiennes peut gêner la croissance végétale.

3.1.1.2 Rejets dans l'eau

Les paramètres d'évaluation pour les eaux de surface (eau douce et eau salée) comprennent la survie des invertébrés et des poissons sensibles. Les invertébrés sont des organismes essentiels des écosystèmes aquatiques. Les invertébrés benthiques (p. ex., amphipodes et isopodes) facilitent la décomposition. Les invertébrés benthiques et pélagiques, qui consomment bactéries et phytoplancton, servent eux-mêmes de nourriture à de nombreuses espèces de poissons. Par exemple, les cladocères de la famille des daphnidés, qui comprend *Daphnia* spp. et *Ceriodaphnia* spp., se retrouvent partout dans les lacs et les étangs des régions tempérées de même que dans les biefs tranquilles des cours d'eau de toute l'Amérique du Nord. Les daphnies sont souvent plus sensibles que d'autres organismes aquatiques aux diverses substances chimiques. Ce sont donc de bons substituts pour protéger d'autres formes de vie aquatiques. Les cladocères sont des espèces écologiquement importantes, puisqu'ils transforment phytoplancton et bactéries en protéines animales (Environnement Canada, 1992). Ils sont représentatifs d'autres invertébrés, plus gros et plus petits, qui, ensemble, servent d'aliments à de nombreux poissons. Ils constituent aussi une fraction importante du régime de nombreux poissons, y compris les salmonidés, lesquels sont eux-mêmes une importante ressource alimentaire, économique et culturelle pour les Canadiens. Certains oiseaux et mammifères terrestres dépendent aussi du poisson pour la nourriture.

Les invertébrés d'eau salée sont également importants pour le fonctionnement des écosystèmes marins et estuariens. Les amphipodes sont un élément abondant des communautés benthiques de ces milieux et ils constituent une importante source de nourriture pour certains cétacés et pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de poissons et de gros invertébrés. *Amphiporeia virginiana* et *E. washingtonianus* sont deux amphipodes importants et répandus dans les eaux canadiennes. Les poissons marins sont une importante ressource alimentaire, économique et culturelle pour les Canadiens.

3.1.2 Caractérisation du risque pour l'environnement

On a déterminé que l'évaluation appliquée au sol serait qualitative au niveau « très prudent » plutôt que d'employer des quotients, puisque les données disponibles ne facilitaient pas la démarche quantitative.

L'évaluation du risque dans l'eau de surface a suivi la démarche à plusieurs niveaux expliquée dans le guide (Environnement Canada, 1997a).

3.1.2.1 Organismes du sol

On ne possède pas de renseignements se rapportant directement aux effets des chloramines inorganiques dans les sols. Cependant, les données disponibles montrent la faible probabilité d'effets négatifs de ces substances sur les microorganismes du sol. Avant de pénétrer dans cet environnement, une certaine proportion des chloramines serait éliminée (p. ex., par volatilisation, photolyse, réaction avec des particules) et n'entrerait pas en contact avec les microbes du sol. En infiltrant le sol, l'eau traitée serait exposée à diverses matières organiques extrêmement réactives avec les chloramines inorganiques. Ces substances organiques serviraient d'agents réducteurs efficaces qui transformeraient les chloramines et les lieraient à la matrice du sol. Même si on possède peu de données sur les produits de cette transformation et leur toxicité, on considère que leur pouvoir de désinfection est limité. Selon Zellmer *et al.* (1987), l'acide hypochloreux appliqué sous la forme d'hypochlorite de calcium serait immobilisé et désactivé par un sol minéral (c'est-à-dire un loam argileux à fraction limoneuse fine).

En solution aqueuse, la molécule désinfectante doit entrer en contact avec le microorganisme pour que survienne l'inactivation. La présence de particules peut protéger les microorganismes contre les désinfectants. La protection accordée aux bactéries fixées à des matières en surface proviendrait fort probablement d'un obstacle au transport des molécules de chloramines vers l'organisme, c'est-à-dire une barrière de charges associées à la particule (Gerba et Stagg, 1979). Les microorganismes inclus dans la matière particulaire peuvent jouir d'une protection considérable contre un désinfectant (Berman *et al.*, 1988).

Il est à noter, en outre, qu'on n'a jamais dénombré d'accidents écologiques résultant de rejets de chloramines dans les sols ou dans toute autre phase que l'eau.

Comme les populations de microorganismes du sol et les processus ayant lieu dans les sols ne sont pas susceptibles de subir des effets dommageables à la suite de l'épandage de chloramines inorganiques, l'évaluation du risque que posent les chloramines dans les sols n'est pas passée au niveau 2.

3.1.2.2 Organismes aquatiques

3.1.2.2.1 Évaluation très prudente du risque

Récepteurs et paramètres de l'évaluation

Pour l'évaluation très prudente, la VCT s'est fondée sur l'espèce réceptrice la plus sensible, et le paramètre d'évaluation a été la mortalité. D'après un premier examen des documents publiés, la concentration de 0,01 mg/L a été la plus faible à causer la mortalité de la moitié des sujets étudiés dont il est question dans les publications sur les organismes dulçaquicoles et marins. Kaniewska-Prus (1982) a exposé *D. magna* à des chloramines (80 % de mono-, 17 % de di- et 3 % de trichloramine, dosées par la méthode à l'ortholidine; voir Kaniewska-Prus et Sztrantoicz, 1979), en conditions statiques, en eau douce, et elle a calculé une CL_{50} après 24 h de 0,010 8 mg/L. Capuzzo (1979b) a exposé l'huître américaine (*C. virginica*) à des chloramines, dans un courant continu d'eau de mer et il a calculé une CL_{50} après 30 min de 0,01 mg/L. Cette concentration de 0,01 mg/L a ensuite été divisée par un coefficient, pour donner une VESEO. Aucune règle ne préside au choix du coefficient diviseur, mais Environnement Canada (1997a) propose un coefficient maximal de 100 pour transformer la CE_{50} ou la CL_{50} aiguë minimale à partir d'un ensemble de données en une VESEO très prudente. La VESEO très prudente est donc de 0,000 1 mg/L (0,01 ÷ 100).

Évaluation très prudente de l'exposition aux chloramines des effluents, des eaux de refroidissement et de l'eau potable

L'évaluation très prudente a été effectuée tôt au cours du processus d'évaluation, alors qu'on possédait très peu de données sur les concentrations de chloramines inorganiques dans les milieux aquatiques. On a donc utilisé pour les VEE en eau douce et en eau salée les concentrations maximales au point de rejet. D'après les données disponibles à l'époque, les VEE très prudentes étaient de 3,0 mg/L pour l'eau potable, de 3,56 mg/L pour l'effluent chloré de la station municipale et de 2,0 mg/L pour l'eau de refroidissement chlorée des centrales d'électricité. Ces concentrations représentaient les teneurs maximales en CRT décrites dans diverses sources (Norecol Environmental Consultants Ltd. et Dayton et Knight Ltd., 1992; Gouvernement du Canada, 1993). On a dosé le CRT à la place des chloramines inorganiques puisque, selon le scénario le plus pessimiste, tout le CRT présent pourrait se trouver sous cette forme.

À l'aide des VEE et de la VESEO susmentionnées, on a calculé les quotients très prudents suivants :

- eau potable traitée à sa source : 3,0 mg/L ÷ 0,000 1 mg/L = 30 000
- effluent chloré de la station municipale : 3,56 mg/L ÷ 0,000 1 mg/L = 35 600
- eau de refroidissement chlorée : 2,0 mg/L ÷ 0,000 1 mg/L = 20 000

Les quotients excédaient très largement l'unité. C'est pourquoi l'évaluation du risque que posent les chloramines inorganiques dans les eaux de surface est passée à une évaluation prudente.

3.1.2.2.2 Évaluation prudente du risque

Récepteurs et paramètres d'évaluation

On a adopté une démarche prudente pour le calcul des VESEO à l'aide des espèces dulçaquicoles et marines les plus sensibles. Pour cela, il a fallu faire une évaluation rigoureuse des données existantes et des données que l'on venait d'obtenir au moyen d'essais de toxicité aiguë supplémentaires appuyés sur les meilleures capacités de la chimie analytique (Farrell et Wan, 1999; annexes B-F).

Les VESEO calculées pour l'évaluation prudente se fondaient sur les recommandations dégagées dans l'annexe H de Farrell et Wan (1999). On les a dérivées des résultats obtenus avec *C. dubia*, organisme plus sensible à la monochloramine que le saumon quinnat, pour des durées d'exposition supérieures à 1 h et parce que, collectivement, les invertébrés se sont révélés de nombreuses fois plus sensibles aux chloramines inorganiques et aux oxydants résiduels que les poissons (Farrell et Wan, 1999). Bien que certains invertébrés dulçaquicoles et marins semblent, dans les publications, plus sensibles à la monochloramine que *C. dubia*, l'ensemble des données sur *C. dubia* était très complet. À l'aide de ces données, Farrell et Wan (1999; annexe H) ont calculé une limite de référence (la concentration minimale de référence pour un taux de mortalité de 50 %) à laquelle on pourrait comparer la sensibilité d'autres organismes. À partir de leur analyse, on a calculé une CL_{50} sur 8 h de 0,060 mg/L et une CL_{50} initiale de 0,018 mg/L pour *C. dubia*. La toxicité initiale est la concentration de substance mortelle pour la moitié des organismes étudiés par suite de périodes d'exposition suffisamment longues pour que cessent essentiellement les effets mortels aigus. La concentration initiale est aussi l'asymptote de la courbe de la toxicité ou de cette partie de la courbe qui est parallèle à l'axe temporel. L'asymptote produite par le modèle de la CL_{50} de *C. dubia* correspond à 17,9 h. C'est pourquoi, pour des durées égales ou supérieures à 17,9 h, la CL_{50} (0,018 mg/L) reste essentiellement la même.

Afin de tenir compte des données qui se trouvaient à être inférieures à celles du modèle de *C. dubia*, on a appliqué un coefficient de sensibilité de l'espèce à la CL_{50} initiale (1 073 [1] minutes) de 0,018 mg/L. Conformément à la formule prudente de l'évaluation de niveau 2, il fallait encore transformer en VESEO les données sur la CL_{50}. Farrell et Wan (1999; annexe B) ont entrepris des études de la toxicité de la monochloramine pour *C. dubia* et dégagé des équations exponentielles pour décrire les données relatives au TL_{50} et au TL_0 (valides pour des expositions de 10 à 3 200 minutes).

À l'aide de ces équations, on calcule la CL_{50} et la CL_0 sur 8 et 48 h, et les différences ou les rapports entre les deux valeurs (c'est-à-dire [CL_0 sur 8 h]/[CL_{50} sur 8 h] et [CL_0 sur

1. L'arrondissement des chiffres peut introduire de légères différences avec les chiffres signalés.

48 h]/[CL_{50} sur 48 h]) ont servi de coefficients diviseurs dans le calcul des VESEO (voir le tableau 5).

En conséquence, on peut calculer comme suit la VESEO après 8 h pour les organismes dulçaquicoles :

VESEO = 0,060 mg/L × coefficient de sensibilité des espèces × coefficient de l'absence d'effet
= 0,060 mg/L × 0,5 × 0,51
= 0,015 mg/L

La VESEO initiale (pour des durées d'au moins 1 073 minutes) pour les organismes dulçaquicoles peut se calculer comme suit :

VESEO = 0,018 mg/L × coefficient de sensibilité des espèces × coefficient de l'absence d'effet
= 0,018 mg/L × 0,5 × 0,63
= 0,005 6 mg/L

On a adopté comme point de comparaison le modèle mathématique de *C. dubia* pour la toxicité aiguë afin de déterminer une limite inférieure convenable pour les invertébrés marins, en raison du manque de données sur la toxicité aiguë avec lesquelles on pourrait effectuer une modélisation fiable des invertébrés marins et estuariens (Farrell et Wan, 1999). Pour ce modèle mathématique de *C. dubia*, Farrell et Wan (1999; annexe G) ont recommandé un coefficient de sensibilité des espèces de 0,1 si la durée d'exposition était inférieure au temps nécessaire pour atteindre la CL_{50} initiale (c'est-à-dire 1 073 minutes), et ils ont recommandé un coefficient de sensibilité de 0,25 si la durée d'exposition excédait 1 073 minutes. Ces coefficients sont proposés pour tenir compte des données sur les effets des ODC relevés dans les publications. En eau de mer, l'addition de chloramines entraîne la formation de bromamines. En milieu marin, le coefficient de sensibilité des espèces de 0,25 était raisonnable, vu que la CE_{50} des effets sublétaux pour les larves d'huître est < 0,005 mg/L. À l'aide du modèle mathématique de *C. dubia*, on a prévu une CL_{50} initiale de 0,018 mg/L, et le coefficient de sensibilité des espèces de 0,25 l'abaisse à 0,004 5 mg/L.

À l'aide du modèle mathématique de *C. dubia* relatif à la toxicité aiguë (équation 1), des coefficients de sensibilité des espèces de 0,1 et de 0,25 dégagés ci-dessus et des coefficients de l'absence d'effet précisés au tableau 5, on calcule les VESEO pour les organismes vivant en eau salée.

La VESEO après 8 h pour les organismes d'eau salée se calcule comme suit :

VESEO = 0,060 mg/L × coefficient de sensibilité des espèces marines × coefficient de l'absence d'effet
= 0,060 mg/L × 0,1 × 0,51
= 0,003 1 mg/L

La VESEO initiale (pour les durées d'au moins 1 073 min) se calcule comme suit, pour les organismes marins :

VESEO = 0,018 mg/L × coefficient de sensibilité des espèces marines × coefficient de l'absence d'effet
= 0,018 mg/L × 0,25 × 0,63
= 0,002 8 mg/L

Évaluation prudente de l'exposition aux chloramines par les effluents et l'eau de refroidissement

L'évaluation des chloramines a une portée nationale et comporte une foule de scénarios de rejets et d'expositions. Pour faciliter et simplifier l'évaluation du risque, on a groupé les rejets aux caractéristiques semblables dans des catégories de rejets. On a évalué des rejets de chaque catégorie (voir le tableau 6).

Le nombre de concentrations mesurées n'était pas suffisant pour cribler les expositions aux chloramines dans l'environnement. L'évaluation prudente s'est donc attardée en grande partie aux résultats estimés par les modèles mathématiques (McCullum *et al.*, 1999; Pasternak, 1999). Pour les effluents, il s'agissait de cribler les caractéristiques de rejets de chloramines dans les eaux de surface du Canada et de déterminer les contextes dans lesquels les rejets sont susceptibles d'exercer l'effet maximal sur les milieux aquatiques récepteurs. On a appliqué, à un certain nombre de cas précis, des modèles de mélange convenant à la description du comportement de dispersion des chloramines résiduelles dans les eaux de surface.

On a criblé les caractéristiques des rejets de chloramines de plus de 110 SEEU afin de déterminer les charges maximales dans les eaux de surface. On a conservé, pour la modélisation, la charge maximale (en CRT) dans chacune des quatre régions (côté du Pacifique, Prairies, Grands Lacs, côté de l'Atlantique) du Canada. On a soumis 19 cas de rejets (12 d'eaux usées, 5 du traitement de l'eau potable et 1 d'eau de refroidissement) au Canada à une modélisation de la dispersion des chloramines résiduelles dans les eaux de surface, dans des conditions déterminées (McCullum *et al.*, 1999).

Comme on voulait arriver à des chiffres dictés par la prudence, on a traité également comme rejets continus, même si certains étaient intermittents, tous les rejets d'effluents et d'eau de refroidissement. En outre, on a posé que la décomposition des chloramines inorganiques était lente (1/j, demi-vie de 0,69 j). Les données hydrologiques (débit, vitesse du courant, profondeur et largeur du chenal) représentaient les moyennes arithmétiques sur 20 ans de la période de 1976 à 1995, ou sur des périodes plus courtes, si on ne disposait pas de suffisamment de données pour établir la moyenne sur 20 ans. On a modélisé le CRT, puisque l'on ne possédait pas les concentrations convenables de chloramines. Il n'a pas été possible d'estimer la proportion de CRT qui se trouvait sous forme de chloramines inorganiques. L'emploi du CRT comme substitut des chloramines inorganiques répond à l'objectif de prudence de l'évaluation (McCullum *et al.*, 1999).

Pour l'évaluation de deuxième niveau, on a pris en considération les effluents industriels; cependant, les données relatives à ces effluents n'étaient pas d'aussi grande qualité que les données sur les effluents urbains. On a classé les effluents industriels dans la même catégorie de rejet que les effluents urbains, et on a posé que les résultats relatifs aux stations municipales étaient représentatifs des contextes industriels. On a donc considéré les rejets industriels de chloramines comme équivalents, par nature, aux rejets d'eaux usées chlorées urbaines. On a modélisé un rejet industriel pour l'évaluation prudente (le rejet d'eau de refroidissement de la centrale Clover Bar dans la rivière Saskatchewan Nord, à Edmonton).

On présente, aux tableaux 7 et 8, les résultats de l'évaluation prudente. Ceux-ci montrent que sept rejets (des SEE Rossdale, E.L. Smith, Lethbridge, Britannia, du centre environnemental R.O. Pickard, SEEU de Saskatoon et de Toronto Humber) produisaient des quotients de 1 à 10, tandis que quatre rejets (SEEU d'Ashbridges Bay, de North Toronto et d'Okotoks ainsi que de la centrale Clover Bar) produisaient des quotients de 10 ou plus (McCullum *et al.*, 1999). Les rejets entraînant des quotients supérieurs à 10 ont été recommandés pour une évaluation probabiliste du risque. En outre, on a recommandé la SEE Rossdale pour la même évaluation, puisque ses rejets entraînaient les quotients maximaux de la part d'une installation d'épuration de l'eau. Les rejets en outre sont intermittents, différant ainsi des rejets continus des SEEU, mais étant semblables à ceux de la centrale Clover Bar.

Bien que d'autres rejets aient entraîné des quotients de risque supérieurs à l'unité, on a considéré les rejets susmentionnés comme représentatifs de ceux qui sont susceptibles d'occasionner un risque écologique pour les organismes aquatiques au Canada. La liste qui précède comprend des effluents d'eaux usées, le rejet d'une SEE et un rejet d'eau de refroidissement. Bien que, pour le niveau 3, on n'ait pas recommandé de scénarios existants de rejet en milieu marin ou estuarien, cela ne signifie pas que de nouveaux rejets dans ces milieux pourraient ne pas entraîner de conséquences écologiques négatives. Comme le montre l'évaluation toxicologique (Farrell et Wan, 1999), les organismes vivant en eau salée sont très sensibles aux oxydants résiduels résultant des rejets de chloramines. Si on projetait une installation rejetant des chloramines, on devrait utiliser des méthodes d'évaluation du risque comme celles qui ont servi à la présente évaluation, pour faire en sorte que les rejets n'entraînent pas de risque écologique inacceptable.

Évaluation prudente de l'exposition aux chloramines par l'eau potable

L'objet de l'évaluation prudente de l'exposition aux chloramines par les sources d'eau potable était de déterminer les types de rejets susceptibles de poser un risque et d'engendrer des données qui pourraient être utiles (au besoin) la gestion du risque. On a effectué une évaluation générique de l'eau potable à l'aide d'un modèle simple de dilution et de décomposition, pour les cours d'eau d'un débit d'au plus 1,0 m^3/s et des modèles de mélange pour les eaux de surface plus étendues, y compris les cours d'eau au débit supérieur à 1,0 m^3/s, de même que pour les milieux lacustres et marins. Cette évaluation visait à servir d'outil de gestion, en insistant sur la détermination des répercussions éventuelles des rejets à différents débits, à différentes concentrations de chloramines et à différentes vitesses de décomposition. On a

utilisé les modèles pour estimer les concentrations de chloramines dans l'eau selon divers scénarios simplifiés de rejets. On n'a pas pu modéliser les véritables rejets, faute de données relatives aux débits des cours d'eau et de l'eau potable, aux concentrations de chloramines et à la vitesse de décomposition des chloramines sur place.

Pour simplifier l'évaluation, on a classé les rejets aqueux de chloramines dans les classes suivantes de débits : 0,000 1, 0,001, 0,01, 0,1 et 1 m^3/s. Ces débits représentaient une large gamme de rejets allant de la petite fuite (0,000 1 m^3/s) à la rupture grave d'une conduite maîtresse (1 m^3/s). En outre, on a choisi les données relatives aux concentrations de chloramines, aux débits et aux vitesses de décomposition, de façon à représenter trois emplacements exemplaires, géographiquement et climatiquement différents : Abbotsford et Mission (région côtière de la Colombie-Britannique), Edmonton (région des Prairies) et Brantford (région des Grands Lacs). On a choisi les vitesses de décomposition des chloramines figurant dans les publications et calculées pour l'eau de chaque région. On a ainsi obtenu des constantes de vitesse de décomposition qui représentaient des scénarios de demande forte (20/j; demi-vie de 0,03 j; Prairies), moyenne (4,97/j; demi-vie de 0,14 j; Grands Lacs) et faible (0,734/j; demi-vie de 0,94 j; région côtière de la C.-B.) [Wisz *et al.*, 1978; Milne, 1991; Norecol Environmental Consultants Ltd. et Dayton et Knight Ltd., 1993]. Pour chaque région, on a utilisé les concentrations forte et faible de chloramines dans l'approvisionnement en eau potable signalées par les trois municipalités servant à l'étude de cas.

On a utilisé un modèle de petit cours d'eau pour estimer les CEE dans les cours d'eau possédant différents débits (0,001, 0,01, 0,1 et 1 m^3/s). Les modèles de mélange construits par l'Université de l'Alberta ont aussi servi à déterminer le devenir des chloramines et les CEE dans de plus grands cours d'eau (fleuve Fraser, rivières Saskatchewan Nord et Grand) ainsi que dans un lac et dans un milieu marin génériques. On a comparé les CEE aux VESEO pour l'eau douce et l'eau salée et on a déterminé les quotients de risque. On a comparé aux CEE les valeurs sans effet des expositions aux chloramines à court terme (8 h, 0,015 mg/L) et à long terme (17,9 h, 0,005 6 mg/L).

Pour les petits cours d'eau, on a résumé les résultats de l'évaluation prudente sous forme de rapports de dilution reliés aux débits approximatifs des rejets d'eau potable entraînant la présence de CEE excédant la VESEO. En posant un rejet direct d'eau potable dans une eau de surface, les résultats portent à croire que :

- À Mission et à Abbotsford, des rejets de courte durée (c'est-à-dire 8 h) renfermant 0,2 mg de chloramines/L pourraient avoir des effets sur un petit cours d'eau si le taux de dilution dans l'eau de surface était inférieur à 1/10. Un rejet renfermant 1,020 mg pourrait avoir un effet sur un petit cours d'eau si le taux de dilution était de moins de 1/100 à 1/10. Un rejet de longue durée (d'au moins 17,9 h) pourrait avoir un effet sur un petit cours d'eau si le taux de dilution était de moins de 1/100 à 1/10.
- À Edmonton et à Brantford (Ontario), des rejets de courte durée renfermant 1,030 à 2,400 mg de chloramines/L pourraient avoir des effets sur un petit cours d'eau si le taux de dilution était inférieur à 1/100. Un rejet à long terme avec les mêmes concentrations, pourrait avoir des effets si le taux de dilution était de moins de 1/1 000 à 1/100.

En réalité, la plupart des rejets d'eau potable renfermant des chloramines dans l'eau de surface seraient indirects et ruisselleraient sur le sol ou passeraient par les égouts pluviaux avant de parvenir à l'eau de surface. La présente évaluation porte à croire que les trajets donnant lieu à une décomposition chimique suffisamment rapide et de durée suffisamment longue pourraient abaisser les concentrations de chloramines à des niveaux qui n'auraient aucune incidence sur les eaux de surface. Les matières biologiques telles que les pellicules biologiques et les champignons microscopiques de même que l'entraînement, par l'eau, de fortes concentrations de matières en suspension contenant diverses substances organiques oxydables exercent une forte demande sur les chloramines. L'infiltration dans le sol et l'évaporation influeraient sur les pertes de chloramines durant le trajet vers les eaux de surface. Par ailleurs, les trajets qui ne sont pas exposés aux matières organiques, qui ne donnent pas lieu à une infiltration et à une évaporation importantes, n'entraîneraient pas de fortes pertes de chloramines. Les rejets d'eau potable proviennent de plusieurs sources, notamment des ruptures et des fuites dans le réseau de distribution, de l'arrosage des pelouses et des potagers, du lavage des voitures et des entrées de voiture, du nettoyage des rues, du rinçage des conduites maîtresses, de la lutte contre les incendies et de la formation connexe, de même que des opérations de lavage et de construction en contexte industriel ou commercial. Ces utilisations se font principalement sur le sol; c'est pourquoi les écoulements auxquels elles donnent lieu subiraient un certain degré de décomposition durant le trajet vers l'eau de surface.

D'après les modèles génériques, l'eau d'arrosage d'un jardin ordinaire, qui contient des chloramines, pourrait exercer des effets marginaux si le rejet se retrouvait directement dans un très petit cours d'eau ou si la dégradation des chloramines était suffisamment lente. Cependant, la plupart des écoulements de cette nature sont indirects. Des échantillons prélevés dans l'environnement, dans le DVF (c'est-à-dire par Vanden Berg et Wade, 1997; Pasternak *et al.*, 1998, 1999), n'ont pas permis de déceler de concentrations mesurables de chloramines dans les eaux de surface à partir de sources indirectes, comme l'eau utilisée pour arroser les pelouses et laver l'équipement. Ces études montrent que de petits rejets indirects dont les débits sont de l'ordre d'environ 0,001 m^3/s, au plus, seraient sans effet pour les eaux de surface.

Les rejets plus considérables dont les débits sont $\geq$ 0,01 m^3/s comme ceux qui proviennent des fuites importantes dans les réseaux de distribution, de la rupture de conduites maîtresses, de la lutte contre les incendies, du rinçage des conduites maîtresses, du lavage des rues et de certaines activités industrielles et commerciales peuvent probablement produire des effets plus importants. Des rejets directs d'environ 0,01 m^3/s et plus risquent d'exercer un effet sur les petits cours d'eau dont le débit est d'au plus 0,1 m^3/s, à Abbotsford et à Mission ou encore à Edmonton et à Brantford. À Edmonton et à Brantford, les répercussions risquent d'être plus fortes près de la source de l'eau rejetée, puisque les concentrations de chloramines dans l'eau potable y seraient plus fortes qu'à Abbotsford et à Mission. Cependant, les répercussions peuvent être localisées à Edmonton et à Brantford en raison de la décomposition plus rapide des chloramines. On a indiqué, au tableau 9, les débits d'eau potable qui pourraient exercer un effet sur les eaux de surface de plus grande superficie.

L'évaluation de niveau 2 a permis de constater que le nombre total maximal de rejets accidentels d'eau potable renfermant des chloramines était survenu à Edmonton (627 fois en 1996, 780 en 1995), puis à Brantford (45 fois en 1996, 50 en 1995) et à Mission/Abbotsford (7 fois en 1996 et 1997, 22 en 1994). En 1996, les services régionaux d'adduction d'Edmonton ont réparé une rupture par fuite pour chaque longueur de 3,7 km de conduite maîtresse. À Brantford ainsi qu'à Mission/Abbotsford, on parle d'une rupture par fuite pour chaque longueur de 8,5 et de 45,7 km de conduite maîtresse, respectivement, en 1996 (Pasternak, 1999). Bien qu'un plus grand nombre de rejets d'eau potable soient survenus à Edmonton et à Brantford, cela ne signifie pas nécessairement que les organismes aquatiques y courent les risques les plus grands. La proximité et la fréquence de petits cours d'eau abritant un habitat fragile et des ressources halieutiques notables, la destination des rejets des égouts pluviaux de même que le nombre et l'ampleur des rejets accidentels de chloramines, tout cela constitue d'importants facteurs de risque pour les organismes aquatiques.

En 1996, à Edmonton et à Brantford, la fréquence topographique des petits cours d'eau n'était pas élevée, et une proportion plus faible de rejets d'eau potable est survenue près des eaux de surface de ces localités. Globalement, la distance moyenne approximative de l'emplacement de la rupture d'une conduite maîtresse à l'eau de surface locale (nommée ou non) était d'environ 180 m à Mission/Abbotsford et de 1 200 m à Edmonton et à Brantford (Pasternak, 1999).

On ne connaît pas la proportion des rejets plus importants d'eau potable qui parviennent à une eau de surface; cependant, on possède une idée de leur destination par la conception des égouts pluviaux. À Mission et à Abbotsford, de même qu'à Brantford, les égouts pluviaux mènent à des eaux de surface locales, à des fossés ou à des bassins de rétention. Dans ces régions, les égouts séparatifs ne sont pas conçus pour évacuer les eaux de surface (District of Mission, 1979; Eldridge, 1999). À Edmonton, les trois quarts des égouts pluviaux s'évacuent dans la rivière Saskatchewan Nord, tandis que le quart restant se déverse dans les égouts unitaires, évacués vers la SEEU (Environnement Canada, 1997b).

À Mission et à Abbotsford, l'abondance de cours d'eau peut raccourcir le trajet du ruissellement et des égouts pluviaux vers ces eaux de surface. Dans d'autres régions, les petits cours d'eau étant moins nombreux, il faut franchir une plus grande distance sur la terre ou par les égouts pluviaux pour parvenir aux eaux de surface. Dans les régions des Prairies et des Grands Lacs notamment, la dégradation des chloramines à la faveur de ce long parcours sur le sol ou dans les égouts et la forte dilution dans les eaux de surface vers lesquelles elles sont destinées peuvent en atténuer les effets.

Autres preuves de risque dû à des rejets accidentels d'eau potable

On a établi les effets écologiques prononcés découlant des rejets accidentels d'eau potable dans les petits cours d'eau. Deux accidents, survenus le 17 octobre 1989 et le 9 juillet 1990, à Surrey (Colombie-Britannique) ont ravagé le ruisseau Fergus (tableau 10). Ils ont entraîné des condamnations en application de la *Loi sur les pêches*. On a incriminé les chloramines inorganiques (Nikl et Nikl, 1992). Les ruptures de conduites maîtresses sont survenues au

cours d'une étude pilote visant à déterminer la faisabilité de la *chloramination* pour le traitement secondaire de l'eau potable dans le district du Grand Vancouver.

Le ruisseau Fergus est un petit cours d'eau et l'on ne possède pas de données de surveillance sur son débit; cependant, on a estimé son débit moyen de base à 0,065 à 0,130 m^3/s. D'une longueur d'environ 6 km, il traverse, à partir de ses eaux d'amont, une zone agricole et se jette dans la rivière Little Campbell. Dans la portion inférieure de son cours qui s'étend sur 1,5 km, il constitue un important habitat pour le saumon.

Au cours du premier accident, de l'eau traitée a ruisselé sur environ 1 km de pelouses et de fossés et a traversé un égout pluvial pour parvenir au ruisseau Fergus. Sur son trajet, elle a entraîné avec elle des quantités considérables de sédiments fortement organiques. Des témoins oculaires signalent avoir vu le poisson tenter de sauter hors de l'eau, portant à croire à une vigoureuse réaction d'évitement. Après le déversement, qui a duré 30 minutes, on a estimé le nombre de cadavres de jeunes cohos à 1 700 à 2 000 et on a observé un nombre inférieur de cadavres de truites fardées (*Oncorhynchus clarki*), le long du Fergus, en aval du point d'entrée du toxique dans le cours d'eau. En amont, les jeunes cohos vivants abondaient. On n'a observé aucun poisson mort dans la rivière Little Campbell (Nikl et Nikl, 1992).

Dans le deuxième accident, l'eau a franchi une courte distance par ruissellement avant d'atteindre les eaux d'amont du ruisseau Fergus. L'eau traitée a ensuite franchi 4,5 km dans le Fergus avant de parvenir à l'habitat du poisson. Cette intrusion aurait tué 3 000 poissons, principalement des jeunes cohos. Tout le long du ruisseau, le lit était couvert de cadavres d'insectes et d'autres invertébrés fluviatiles (Nikl et Nikl, 1992).

Les résultats de l'évaluation prudente et les faits tirés de l'observation des accidents sont suffisants pour justifier l'évaluation plus approfondie de l'eau potable jusqu'à un niveau probabiliste. Cependant, on manque de données complètes sur les rejets d'eau potable, particulièrement ceux qui sont accidentels. Cette lacune semble due à leur nature imprévisible.

Tous les comptes rendus de répercussions écologiques découlant de rejets d'eau potable traitée aux chloramines proviennent des basses terres du continent de la Colombie-Britannique. On ne possède pas de comptes rendus étayés sur des documents en ce qui concerne les répercussions d'accidents semblables dans aucune autre région du Canada. L'information disponible porte à croire que cela est du à la grande densité des petits cours d'eau, dont la qualité de l'eau est excellente, dans cette région de la Colombie-Britannique.

3.1.2.2.3 Évaluation probabiliste de l'exposition aux chloramines par les effluents et l'eau de refroidissement

Récepteurs et paramètres de l'évaluation

L'évaluation probabiliste du risque s'est concentrée sur les invertébrés et les poissons sensibles qui sont répandus au Canada. Les récepteurs sensibles comprenaient les invertébrés dulçaquicoles *C. dubia* et le stade dulçaquicole juvénile du saumon quinnat, poisson anadrome.

On a choisi le quinnat, bien que ce poisson ne se soit pas révélé le poisson dulçaquicole le plus sensible et en dépit du fait qu'il ne soit pas présent partout au Canada. Cependant, il est apparenté à d'autres salmonidés tels que la truite arc-en-ciel et le saumon coho, qui peuvent manifester une sensibilité semblable ou plus grande aux chloramines et, pris dans leur ensemble, les salmonidés sont largement répartis dans tout le Canada (Scott et Crossman, 1973). Comme il est indiqué à la section 2.4.2.3, le coho s'est révélé l'espèce la plus sensible à l'exposition aux chloramines (CL_{50} après 96 h = 0,07 mg/L).

Pour estimer les risques d'exposition des organismes aquatiques aux chloramines, on a comparé chaque distribution de l'exposition à trois paramètres de létalité initiale : mortalité de 50 % de *C. dubia* (0,018 mg/L); mortalité de 50 % (0,112 mg/L) et de 20 % (0,077 mg/L) du quinnat. On a calculé la probabilité de dépassement des paramètres par les expositions. On a modélisé la concentration à laquelle se manifestait chaque effet, à l'aide de données chronologiques, de façon à pouvoir déterminer la concentration-seuil au-delà de laquelle une durée plus longue d'exposition n'entraînait pas de mortalité supplémentaire (létalité initiale) chez *C. dubia* et peu de cas de mortalité supplémentaire (CL_{50} après 7 j) chez le quinnat. Les détails de cette analyse sont présentés dans Farrell et Wan (1999; annexes B, C et H).

Pour limiter les estimations du risque, on a choisi les mois qui entraînaient un risque élevé ou faible chez les récepteurs sensibles. Cette sélection a été difficile parce que les organismes aquatiques sont sensibles aux chloramines à différents stades de leur cycle biologique et parce que la létalité aiguë se manifeste à des concentrations très faibles (Farrell et Wan, 1999; annexe A). Chaque étude de cas englobait des mois précis que l'on a choisis d'après le jugement professionnel, les caractéristiques des rejets et le cycle évolutif de l'organisme. Comme il en sera question dans les paragraphes qui suivent, les lacunes dans les données hydrologiques et les données sur les effluents qui sont disponibles ont empêché l'évaluation dans une partie des mois choisis.

Évaluation probabiliste du risque rattaché aux effluents et à l'eau de refroidissement

McCullum *et al.* (1999) ont recommandé des évaluations probabilistes du risque pour les rejets de chloramines des SEEU d'Ashbridges Bay, de North Toronto, d'Okotoks ainsi que de la centrale Clover Bar et de la SEE Rossdale. Bien que d'autres rejets aient entraîné des quotients de risque supérieurs à l'unité, les rejets susmentionnés ont été considérés comme représentatifs des rejets pouvant entraîner un risque écologique pour les organismes aquatiques au Canada. La liste qui précède comprend des effluents d'eaux usées, le rejet d'une SEE et le rejet d'une eau de refroidissement.

Les données hydrologiques disponibles ne convenaient pas à l'évaluation de niveau 3 des organismes aquatiques exposés aux chloramines dans la rivière Sheep, près de la SEEU d'Okotoks; on n'a donc pas pu effectuer d'évaluation probabiliste du risque pour ce rejet. Cependant, grâce à l'analyse rapide des données disponibles, on a constaté que les rejets de cette station dans la rivière Sheep et de la station de North Toronto dans la rivière Don étaient semblables. Les deux effluents sont rejetés dans un petit cours d'eau peu profond. Par contre, l'effluent de la station de North Toronto était moins dilué que celui d'Okotoks; on s'attendrait

donc à un risque supérieur pour les organismes exposés à l'effluent de Toronto. En 1996, le rejet d'Okotoks renfermait une concentration moyenne de CRT de 3,0 mg/L et son débit moyen était de 3 218 m^3/j. La moyenne arithmétique estimative sur 20 ans (1976-1995) du débit de la rivière Sheep était de 1 209 600 m^3/j (Environnement Canada, 1997b, 1999a). En 1998, Golder Associates Ltd. a entrepris d'échantillonner la rivière Sheep et a observé des concentrations mesurables de CRC (moyenne : 0,03 mg/L) à proximité de la rive nord jusqu'à 150 m en aval de la station d'Okotoks (Golder Associates Ltd., 1998). Ces données sont aussi décrites par Pasternak et Powell (1999). En 1996, les rejets de la SEEU de North Toronto renfermaient en moyenne 1,6 mg/L de CRT et avaient un débit journalier moyen de 33 528 m^3. La moyenne arithmétique estimative sur 20 ans (1976-1995) du débit de la rivière Don était de 226 400 m^3/j (Environnement Canada, 1997b, 1999a).

Les rejets de la SEE Rossdale dans la rivière Saskatchewan Nord sont petits (0,1 à 0,2 m^3/s), intermittents et de courte durée (ordinairement 30 min). Ils exigent pour l'estimation des concentrations dans le panache et de la durée d'existence du panache un modèle d'écoulement à bouchons. Ce type de modèle existe, mais il s'est révélé médiocre pour prédire les concentrations dans le milieu récepteur. En outre, les risques que présente ce type de source sont susceptibles d'être inférieurs à ceux de la centrale Clover Bar. Les rejets de cette dernière sont plus importants (21,2 m^3/s), ils sont de plus longue durée (ordinairement de 4 à 24 h) et se font dans le même cours d'eau avec à peu près la même concentration résiduelle de chlore dans l'effluent (0,3-1 mg/L). Voilà pourquoi on a abandonné l'étude de cas de la SEE Rossdale.

Pour caractériser la variation annuelle de l'exposition aux chloramines inorganiques, on a effectué une évaluation de niveau 3 de l'effluent et des données hydrologiques sur un intervalle de quatre années. On n'a pas retenu de périodes plus longues en raison des lacunes dans les données accessibles et parce que de nombreuses SEEU ont changé de procédé au cours des dernières années, afin d'améliorer la qualité de l'effluent.

On a utilisé un modèle de mélange de l'eau dans les cours d'eau pour prédire les concentrations de chloramines en aval, selon une grille spatiale superposée à la rivière Saskatchewan Nord (figure 8) et à la rivière Don (figure 9). On a appliqué un modèle de mélange lacustre au lac Ontario (figure 9). Les équations se rapportant aux deux modèles sont décrites dans McCullum *et al.* (1999).

Le modèle de mélange fluviatile pose comme hypothèse le mélange vertical complet du panache de l'effluent : c'est donc un modèle de transport de masse bidimensionnel. L'hypothèse du mélange instantané peut ne pas être réaliste dans certaines circonstances. Par exemple, il survient une stratification en cas d'écart suffisant entre la température de l'effluent et celle de l'eau réceptrice et si l'exutoire n'entraîne pas de diffusion de l'effluent. Dans ces circonstances, le modèle sous-estimerait les risques dus à l'exposition aux chloramines. Le chenal de la rivière est censé être rectangulaire, et les coordonnées de distance sont sans dimension, dans les sens longitudinal et latéral. Le modèle représente un chenal de largeur finie, avec réflexion des concentrations. En outre, il a été modifié pour tenir compte de la demande instantanée de chlore et de sa décomposition après rejet.

Dans les grands lacs, à quelques kilomètres de la rive, les courants parallèles au rivage tendent à dominer sur la physionomie de l'écoulement. Ces courants sont capables de transporter et de disperser les effluents qui ont été rejetés près de la rive. Dans le cas du lac Ontario, nous avons utilisé un modèle de mélange lacustre qui pose l'existence de courants constants, parallèles à la rive, et une source continue d'effluent. On a aussi posé pour le modèle une profondeur constante et un mélange vertical presque instantané. À l'instar du modèle de mélange fluviatile, le modèle lacustre a été modifié pour tenir compte de la demande instantanée de chlore et de la décomposition des chloramines après rejet.

Afin de faire tourner les modèles, on a collecté des données hydrométriques, ainsi que des données sur la dispersion, la décomposition des chloramines et l'effluent et on les a résumées d'une façon qui convenait à leur emploi dans les modèles choisis pour chacune de ces études de cas (Moore *et al.*, 2000).

Les distributions d'exposition ont été obtenues par la méthode de Monte Carlo, en utilisant les modèles fluviatile et lacustre. Les algorithmes des modèles sont décrits par McCullum *et al.* (1999). La technique implique la détermination des distributions pour chaque variable utilisée par les modèles de devenir environnemental. Les modèles utilisent les données d'apport sélectionnées pour chacune des distributions. En exécutant les modèles, des valeurs sur l'exposition ont été générées. La méthode de Monte Carlo comportait 10 000 essais répétitifs qui ont permis d'obtenir une distribution des valuers de sortie. Pour chaque emplacement, on a analysé séparément chaque point d'une grille qui partait de la proximité de l'exutoire afin d'obtenir des distributions d'exposition. On a répété l'analyse pour différents mois, dans la rivière Don et le lac Ontario. Les analyses de Monte Carlo ont été faites à l'aide de Crystal Ball, version 4.01. En utilisant les simulations de la méthode de Monte Carlo, Crystal Ball offre un éventail de résultats possibles pour une situation donnée, permettant ainsi une estimation de la vraisemblance qu'un événement se produise. Pour plus de détails sur la méthodologie utilisée, veuillez consulter Moore *et al.*, 2000.

Rivière Don. — On a effectué des évaluations probabilistes du risque pour janvier, mars, août et octobre. Les résultats ont montré que les risques étaient maximaux en janvier et minimaux en août (figures 10a-h). En janvier, les risques que court *C. dubia* sont graves, les probabilités d'une mortalité d'au moins 50 % sur plus de la moitié de la largeur de la rivière étant supérieures à 80 % à la distance maximale de l'exutoire modélisée pour ce cas (1 900 m) [figures 10a, b]. Plus loin, la Don se jette dans le lac Ontario. En août, les risques que posent les chloramines pour *C. dubia* sont considérablement réduits, la probabilité d'une mortalité d'au moins 50 % sur toute la largeur du cours d'eau à 1 800 m de l'exutoire étant inférieure à 10 % (figures 10c, d). En octobre, les risques sont intermédiaires entre ceux qui sont observés en janvier et en août.

En janvier et en mars, les risques que posent les chloramines pour les stades sensibles du cycle vital du quinnat sont modérés, la probabilité d'un taux de mortalité de 20 % à 1 900 m de l'exutoire atteignant 41 % (figures 10e, f). En août, les risques pour le saumon ont diminué (figures 10g, h), les probabilités d'un taux de 20 % de mortalité à 600 m de l'exutoire atteignant environ 20 %.

Les analyses de la sensibilité effectuées en janvier ont démontré que les variables d'entrée qui influaient le plus sur les concentrations de chloramines sur la rive gauche (0 m, rive en face du rejet) étaient le coefficient de mélange transversal, initialement (coefficient de corrélation, $r > 0,5$ jusqu'à 900 m de l'exutoire), puis la concentration de l'effluent ($r > 0,5$) et la vitesse de décomposition ($r > 0,7$) plus loin en aval.

On a observé la plus grande variation saisonnière des variables d'entrée dans les paramètres hydrologiques et ceux de la dégradation (voir le tableau 12); ainsi, les écarts saisonniers du risque peuvent être attribués en grande partie à ces variables. L'exercice de modélisation a employé, pour la Don, des débits variant de 3,3 m^3/s, en octobre, à 5,6 m^3/s, en mars, et des vitesses de dégradation variant de 2,64/j, en janvier et en mars, à 35,5/j, en octobre et à 67,98/j en août. Si toutes les variables d'entrée du modèle étaient constantes d'une saison à l'autre, sauf le débit de la rivière, les écarts saisonniers de la CEE et du risque seraient proportionnels aux variations du débit. Le risque maximal pour les organismes aquatiques se produirait durant les périodes de dilution minimale (c'est-à-dire l'été et l'automne), et le risque minimal correspondrait aux mois de dilution maximale (l'hiver et le printemps). Cependant, la CEE des chloramines diminue très rapidement en août et en octobre, en raison de la vitesse de décomposition des chloramines que l'on estime rapide. L'effet global net de la dilution et de la décomposition, dans ce scénario, est que le risque est minimal l'été alors que la dégradation est maximale, en dépit du fait que le débit est plus faible qu'au cours des autres mois de l'année. Le risque pour les organismes aquatiques est maximal l'hiver et au début du printemps, alors que la vitesse de décomposition est estimée très faible, en dépit de la dilution maximale de l'effluent en cette période de l'année.

On a prélevé dans la Don, en août et en septembre 1998, un nombre limité d'échantillons pour doser les chloramines. Les concentrations décelées à 200 m (< 0,005 à 0,013 mg/L) et à 500 m (< 0,005 mg/L) en aval de la rive la plus rapprochée de l'exutoire se trouvaient à moins de 5 et de 2 fois, respectivement, de la concentration du 50^e percentile prédite par le modèle fluviatile. Les deux valeurs étaient à l'intérieur des distributions prédites par le modèle. Tous les autres échantillons prélevés à ces distances renfermaient des concentrations inférieures à la limite de détection de l'analyse (0,005 mg/L), résultat qui correspond aussi de façon raisonnable aux prédictions du modèle.

Lac Ontario (Ashbridges Bay). — Les analyses du risque pour le lac Ontario ont porté sur les mois de janvier, d'avril, de juillet et d'octobre. Cependant, les résultats montrent une variation temporelle très faible des concentrations estimées de chloramines et, par conséquent, du risque. Le risque pour *C. dubia* et le quinnat est maximal par une très forte marge en janvier, comme le montre graphiquement la figure 11. Ce résultat est probablement dû à l'absence de variation dans les variables d'entrée pour la concentration de l'effluent, le débit de l'effluent et la vitesse de décomposition. Pour tous les mois, les résultats montrent que la probabilité d'un taux de mortalité d'au moins 50 % pour *C. dubia* est assez élevée (> 40 %) uniquement dans une bande étroite (–250 m à +250 m) qui court parallèlement à la rive sur une distance longitudinale d'environ 2 000 m (figures 11a, b). La probabilité d'un taux de mortalité

d'au moins 20 % aux premiers stades de vie du quinnat est faible, même à proximité de l'exutoire (figures 11c, d).

Le modèle lacustre a reposé sur l'hypothèse d'un mélange complet et instantané sur toute la profondeur de la couche de mélange (près de la rive, cette dernière est censée égaler la profondeur du lac). Comme on a déterminé que la profondeur moyenne du lac à proximité du point de rejet était d'environ 3 m, cela montre l'importance de la dilution rapide comme facteur influant sur les CEE des chloramines.

Rivière Saskatchewan Nord. — Les analyses du risque concernant les chloramines rejetées par la centrale Clover Bar dans cette rivière n'ont porté que sur le mois d'août, en raison des données lacunaires pendant les autres mois de l'année sur le débit, la largeur du cours d'eau, sa profondeur et le débit des eaux de refroidissement ainsi que les concentrations qui s'y trouvent. Pour août, nous avons pu obtenir une vingtaine d'années de données sur le débit, la largeur de la rivière et sa profondeur à partir de la documentation complémentaire sur l'évaluation de l'ammoniac dans le cadre de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (Environnement Canada, 2000). La dilution dans la rivière est à son minimum en août, ce qui en fait la période de l'année où le risque est susceptible d'être élevé.

La centrale Clover Bar rejette des chloramines par intermittence pendant des périodes qui vont de plusieurs heures à plus d'une journée à peine. Parce que la létalité initiale pour *C. dubia* est atteinte durant à peu près cette période, nous avons utilisé un modèle de rejet continu pour simuler les expositions, plutôt qu'un modèle de rejet par bouchons qui, selon nos constatations, fonctionnait très mal.

Les analyses montrent que le panache de la centrale Clover Bar était étroit et collait à la rive sur laquelle se trouvait l'exutoire (figures 12a à f). Sauf dans une bande d'environ 45 m de largeur sur 6 500 m de longueur, la probabilité d'un taux de mortalité d'au moins 50 % pour *C. dubia* était inférieure à 10 % (figures 12a, b). Le risque était assez élevé (probabilité d'un taux de mortalité d'au moins 50 % supérieure à 40 %) dans une zone d'environ 30 m sur 3 000 m en aval de l'exutoire. Les risques pour les premiers stades du cycle biologique du quinnat étaient très faibles.

Conclusions

Dans la Don, les risques prévus étaient les plus élevés en janvier, la probabilité d'un taux de mortalité d'au moins 50 % chez *C. dubia* étant de plus de 80 % à 1 900 m de la source. Le risque le plus faible a été prévu pour le mois d'août, la probabilité d'un taux de mortalité de 20 % à 1 900 m de l'exutoire pouvant atteindre 41 %. En janvier, dans le lac Ontario, il existait une probabilité de 2 à 68 % que le taux de mortalité chez *C. dubia* soit de 50 %, dans une bande étroite, semi-elliptique, d'au moins 500 m de largeur sur environ 6 000 m de longueur. En juillet, on a prévu le risque minimal (probabilité de 3 à 63 % que le taux de mortalité soit de 50 % dans la zone de 500 m de largeur sur 4 000 m de longueur). Dans la rivière Saskatchewan Nord, il semble que le risque élevé (c'est-à-dire plus de 40 % de probabilité que le taux de

mortalité pour *C. dubia* soit d'au moins 50 %) était localisé dans un panache d'au plus 30 m de largeur et s'étirant sur environ 3 000 m.

Comme le poisson est moins sensible aux chloramines que les invertébrés, les probabilités de risque pour le quinnat sont inférieures aux probabilités de risque pour *C. dubia*. Dans la rivière Don, on avait prévu pour janvier une probabilité de 41 % pour que le taux de mortalité du quinnat, à 1 900 m de la source, soit d'au moins 20 %. Le risque prévu a chuté à son minimum en août (probabilité de 3 % que le taux de mortalité du quinnat à 1 100 m de la source soit d'au moins 20 %). Dans le lac Ontario, le risque maximal a été prévu pour janvier, mois pour lequel on a estimé qu'il existait une probabilité de 3 à 40 % que le taux de mortalité du quinnat dans une zone d'environ 500 m sur 3 000 m soit d'au moins 20 %. Dans la rivière Saskatchewan Nord, on a prévu une probabilité de 52 % que le taux de mortalité du quinnat dans un panache étroit, à 1 000 m de la source, soit d'au moins 20 %. Cette probabilité est passée à 4 %, pour un taux de mortalité d'au moins 20 % à environ 4 000 m de la source.

Bien que les probabilités de risque prévues pour le poisson soient inférieures à celles que l'on prévoit pour les invertébrés, elles peuvent néanmoins être importantes, en raison du cycle plus long de reproduction des salmonidés. Les probabilités inférieures de mortalité du poisson peuvent donc exercer des effets durables sur les stocks. Réciproquement, les poissons sont mobiles et ils sont capables de déceler et d'éviter les concentrations de chloramines. On a observé ce comportement d'évitement à 0,05-0,11 mg/L chez le coho et la truite arc-en-ciel (Cherry *et al.*, 1979). Les effets de l'évitement peuvent être neutralisés par certaines conditions existant dans l'effluent (p. ex., fortes concentrations d'ammoniaque et température élevée de l'eau) qui provoquent un effet d'attraction. On ne possède pas de données pour déterminer si l'évitement ou l'attraction peut modifier le risque prévu par la présente évaluation.

Le peu de données de surveillance que l'on possède sur la rivière Don montre que le modèle fluviatile peut avoir quelque peu péché par excès dans la prévision des concentrations de chloramines. La même conclusion serait vraie pour le lac Ontario, bien que la comparaison soit rendue difficile par des différences d'orientation entre le panache modélisé et le panache observé. Pour la rivière Saskatchewan Nord, on ne possède pas de données de surveillance.

3.1.2.3 Incertitude

La présente évaluation est entachée de plusieurs motifs d'incertitude. Beaucoup de ces motifs se trouvent dans la confiance mise dans les données obtenues par des méthodes d'analyse traditionnelles. Les méthodes actuelles n'ont pas permis de distinction précise entre les diverses formes de chlore. Habituellement, on exprime les concentrations de chloramines en CRT ou en CRC, plutôt qu'en monochloramine, en dichloramine ou en trichloramine. En outre, les méthodes traditionnelles sont exposées à l'interférence chimique de diverses autres molécules qui entraînent des faux positifs lors du dosage de diverses molécules chlorées et formes de chlore résiduel.

Pour ce qui est des estimations de la production et de la charge, l'incertitude est modérée. On ne possède pas de données précises sur la charge de chloramines inorganiques.

Les stations d'épuration de l'eau potable, de l'eau de refroidissement et des eaux usées mesurent ordinairement le chlore résiduel en CRT et analysent rarement chaque chloramine. C'est pourquoi, afin d'estimer l'exposition, il a fallu poser que les concentrations de CRT étaient égales aux concentrations de chloramines. Cela peut avoir entraîné des prédictions surestimées des concentrations de chloramines dans les eaux de surface et des estimations prudentes du risque.

Les estimations de la production et de la charge de chloramines due à l'eau potable ne tiennent compte que des installations produisant délibérément des chloramines à des fins de désinfection. En fait, production et charge seront plus importantes, puisque des chloramines peuvent se former accidentellement en raison de la présence simultanée d'ammoniaque dans l'eau traitée. En outre, il peut se former des chloramines sur place, dans les eaux de surface, lorsqu'il y a rejet de CRL en présence de concentrations suffisantes d'ammoniaque. Il est impossible de quantifier les risques associés à la production sur place de chloramines. Bien qu'il n'existe pas de données caractérisant le risque dû à d'autres sources, il n'y a pas lieu de croire que les effets dus à ces autres sources différeraient des effets présentés dans la présent rapport pour les chloramines inorganiques.

Pour ce qui est des caractérisations de la décomposition des chloramines, l'incertitude est de modérée à forte. Plusieurs études tirées de publications quantifient la vitesse de disparition du chlore résiduel de la colonne d'eau; cependant, peu d'entre elles distinguent les molécules chlorées. Certaines études signalent la dégradation de la monochloramine ou du CRL uniquement sous forme de CRT, ce qui peut poser problème, puisqu'il existe des différences dans les vitesses de décomposition du CRL, des chloramines inorganiques et des chloramines organiques. Les formes du CRL sont généralement plus réactives que les chloramines inorganiques, et on possède des données limitées sur la décomposition des chloramines organiques. En raison de l'incertitude relative à la composition, les vitesses de décomposition exprimées par rapport au CRT ne chiffrent pas fidèlement la décomposition des chloramines inorganiques si on ne pousse pas plus loin le souci du détail. Autre limite dans les données que l'on possède sur la décomposition du chlore résiduel : la plupart des méthodes d'analyse établies assimilent par erreur plusieurs composés au chlore résiduel (Johnson, 1978; Milne, 1991; Harp, 1995) [voir la section 2.1.2]. Cette lacune a des répercussions particulières pour la modélisation probabiliste du risque que l'on a effectuée.

Les études de sensibilité montrent que la décomposition s'accentue dans l'estimation des concentrations dans l'environnement au fur et à mesure que la distance à la source d'entrée augmente. Les prévisions relatives aux concentrations loin de la source sont donc entachées d'une plus grande incertitude que les prévisions relatives aux concentrations à proximité de la source. Les distributions et la sélection des données sur la décomposition pour les besoins de la modélisation du risque se sont cependant fondées sur les données publiées et le jugement professionnel plutôt que sur les données propres à l'emplacement. Ainsi, les modélisations n'ont pas pu prendre en compte des incertitudes subjectives inhérentes aux études de cas. Pour dissiper ces incertitudes, il faudrait des études très locales. En outre, les études à venir, sur place, de la décomposition des chloramines devraient examiner la disparition des chloramines qui se fixent aux matières en suspension et aux sédiments ainsi que leur devenir ultérieur (c'est-

à-dire les produits de leur transformation, la possibilité qu'elles se libèrent dans la colonne d'eau). La toxicité des chloramines associées aux sédiments et des produits de leur réaction a besoin d'être évaluée.

Il existe une incertitude modérée à l'égard des coefficients de dispersion utilisés pour la modélisation prudente et probabiliste des effluents et des eaux de refroidissement. Les coefficients de dispersion dépendent fortement de l'emplacement et on ne les connaît pas pour toutes les eaux de surface modélisées. L'analyse de sensibilité a montré que le coefficient de mélange transversal influe fortement sur la largeur et la longueur vers l'aval du panache de chloramines. La distribution de cette variable s'est fondée, cependant, sur les publications et le jugement professionnel plutôt que sur les données locales. Pour dissiper ces causes d'incertitude, il faudrait faire des études locales.

Les relevés de surveillance systématique sur les emplacements étudiés et d'autres emplacements près des sources de chloramines fourniraient d'autres données concernant l'exposition aux chloramines et faciliteraient l'analyse du risque à l'aide de données réelles. Les programmes de surveillance et la modélisation peuvent se compléter mutuellement, puisque les données de surveillance permettent de valider et d'étalonner les modèles. Les modèles validés et calibrés peuvent ensuite remplacer la surveillance ou l'étayer. Pour la présente évaluation, on ne dispose pas d'un si vaste ensemble de données de surveillance.

Selon l'évaluation toxicologique, le saumon coho et la truite arc-en-ciel peuvent être plus sensibles que le saumon quinnat. C'est pourquoi le risque environnemental pour le poisson, tel qu'il est exposé dans le présent rapport, aurait pu être supérieur si on avait choisi un poisson plus sensible comme récepteur. Qui plus est, le risque prévu pour le poisson pourrait avoir été inférieur si on avait choisi comme récepteur un non-salmonidé, par exemple le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*).

En outre, l'analyse du risque n'a pas utilisé totalement le rapport entre la concentration et la réponse; on a plutôt simplifié l'évaluation en choisissant comme paramètres de mesure les concentrations correspondant à un effet de 20 et de 50 %. Ce choix a été dicté par des considérations pratiques, en raison du nombre élevé de distributions de l'exposition (ordinairement supérieur à 100) produites pour chaque étude de cas et par la nécessité de communiquer directement le risque. On n'a pas corrigé les données toxicologiques en fonction de la température. On a présenté dans un document connexe (Farrell et Wan, 1999; annexe A) une discussion sur les effets de la température sur la toxicité des chloramines.

La démarche suivie dans la présente évaluation a consisté à examiner le risque pour des espèces sensibles, puis à extrapoler les effets aux populations et aux écosystèmes. Cela ne facilite pas les inférences sur le risque dans le contexte de la communauté et omet de décrire les effets indirects résultant de la perturbation du réseau trophique. Une évaluation du risque à l'échelle de la communauté indiquerait la gamme de sensibilités existant entre chaque espèce et elle permettrait de mieux juger le rôle écologique des espèces les plus sensibles.

3.2 LCPE 1999, 64*b*) : Environnement essentiel à la vie

En dépit des incertitudes concernant le devenir des chloramines inorganiques dans l'atmosphère, l'information disponible montre que ces composés contribueraient très peu à la formation de l'ozone troposphérique et ne contribueraient pas du tout à la destruction de l'ozone stratosphérique.

3.3 Conclusions proposées

LCPE 1999, 64*a*) : D'après les données disponibles, les chloramines inorganiques présentes dans les effluents chlorés, les eaux de refroidissement et d'eau potable traitée pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions ayant ou de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur le milieu aquatique de divers emplacements du Canada. C'est pourquoi il est proposé de les considérer comme toxiques au sens de l'alinéa 64*a*) de la LCPE 1999.

LCPE 1999, 64*b*) : D'après les données disponibles, on a conclu que les chloramines inorganiques ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions constituant un danger pour l'environnement essentiel à la vie. C'est pourquoi il est proposé de ne pas les considérer comme toxiques au sens de l'alinéa 64*b*) de la LCPE 1999.

Conclusion générale proposée : D'après l'évaluation critique de l'information pertinente, il est recommandé de considérer les chloramines inorganiques comme toxiques au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

3.4 Considérations relatives au suivi (mesures à prendre)

Les principales sources de rejet de chloramines inorganiques dans l'environnement canadien sont les stations municipales d'épuration des eaux usées, puis les sources d'eau potable et celles d'eau de refroidissement. La gestion du risque devrait viser à limiter, dans les eaux de surface, l'exposition due à ces sources. Les propriétés chimiques des chloramines sont extrêmement variables; leur persistance et leur devenir varient en fonction des conditions hydrologiques et climatiques, de même que de la qualité de l'eau. La toxicité des chloramines pour les organismes aquatiques d'eau douce et d'eau salée est également très variable. La réduction de l'exposition de ces organismes aux chloramines peut passer par l'examen des caractéristiques régionales ou locales qui influent sur le risque posé par les chloramines : décomposition, dilution et présence d'organismes aquatiques sensibles aux chloramines inorganiques, notamment.

L'évaluation prudente de l'eau potable traitée aux chloramines a permis de constater que les apports importants (p. ex., dus à la rupture de conduites maîtresses, à des fuites

importantes et à des perforations, au rinçage des conduites maîtresses et à la formation des pompiers) aboutissant dans les petits cours d'eau aux habitats sensibles peuvent avoir des effets écologiques dévastateurs. Cependant, les rejets à faible débit (p. ex., des tuyaux d'arrosage des potagers ou des fuites par les très petits trous dans le réseau de distribution) ne sont pas susceptibles d'avoir des conséquences écologiques négatives tant que l'eau en question s'écoule par ruissellement ou par les égouts pluviaux avant de parvenir à un petit cours d'eau.

La réduction de l'exposition due aux rejets imprévisibles se révélera des plus difficiles. Si la réduction de la charge de chloramines est techniquement possible pour les sources ponctuelles telles que les effluents d'eaux usées ou les eaux de refroidissement, tel n'est pas le cas pour les rejets géographiquement et temporellement imprévisibles à partir des réseaux de distribution d'eau potable. On peut devoir évaluer les mesures de lutte à l'échelle régionale susceptibles d'entraîner des modifications dans les méthodes de traitement, dans les régions nanties en écosystèmes aquatiques sensibles où les chloramines sont persistantes et sont ensuite peu diluées. Ces mesures ne doivent pas compromettre la protection de la santé humaine; le choix des options doit se fonder sur l'optimisation du traitement pour assurer la protection de la santé humaine, tout en réduisant au minimum ou même en supprimant le risque d'atteinte aux organismes vivant dans la nature.

Si l'on n'a recommandé l'évaluation probabiliste d'aucun scénario pour les rejets actuels en milieu marin ou estuarien, les nouveaux rejets dans ces milieux pourraient, en revanche, avoir des conséquences écologiques négatives. Le milieu marin héberge des organismes peut-être même plus sensibles aux chloramines inorganiques que les espèces dulçaquicoles. C'est pourquoi, si l'on propose une installation qui rejettera des chloramines en milieu marin, il est recommandé, à titre de précaution, d'effectuer une évaluation du risque qui tiendra compte des caractéristiques locales influant sur le risque écologique.

Beaucoup de variables d'entrée (p. ex., la concentration dans l'effluent, la vitesse du cours d'eau) utilisées dans la modélisation probabiliste se fondaient sur un petit nombre de données; c'est pourquoi on a fait appel au jugement professionnel pour estimer leur distribution et tirer des estimations ponctuelles (p. ex., le coefficient de mélange transversal et la demande initiale en chlore). Ainsi, plusieurs sources d'incertitude n'ont pas pu être prises en considération dans les analyses. Les études de surveillance systématique à des endroits utilisés pour des études de cas dans l'évaluation probabiliste du risque et à d'autres emplacements à proximité des sources de chloramines pareraient à la nécessité de modéliser l'exposition et autoriseraient des prévisions plus confiantes des risques que présentent les chloramines pour les organismes aquatiques du Canada. Si l'on détermine, à l'étape de la gestion du risque, qu'une surveillance complète est exigée près des sources de chloramines, il faudra alors envisager la normalisation d'une méthode pratique d'échantillonnage et d'analyse sur le terrain qui permettra de distinguer entre les chloramines inorganiques et les chloramines organiques. Si des données nouvelles (sur la décomposition et le mélange transversal, par exemple) sont susceptibles de modifier les prévisions du risque, on en tiendra compte et il faudra peut-être reprendre l'évaluation probabiliste.

On trouve souvent ensemble les chloramines organiques et inorganiques; cependant, les données scientifiques manquent pour permettre l'évaluation du risque environnemental des chloramines organiques. Dans certains cas, il faudra peut-être distinguer ces chloramines pour les besoins de la gestion du risque. Il faudrait améliorer les méthodes actuelles d'analyse propres aux chloramines organiques afin de doser chaque chloramine à une concentration inférieure au microgramme par litre ou d'en faciliter le dosage en tant que paramètre global. Il faudra peut-être faire de la recherche pour déterminer la fréquence de leur présence et le devenir des chloramines organiques par rapport aux chloramines inorganiques dans les eaux recevant soit des rejets chlorés, soit des rejets renfermant des chloramines. Cela comporterait la prise en considération d'éléments spatio-temporels en raison de la présence disproportionnée de divers types de molécules de chloramines dans le temps. Il faudrait revoir les modèles du devenir dans l'environnement, à la lumière de cette information. En outre, les caractéristiques toxicologiques des chloramines organiques devraient être examinées de près. Cela pourrait être une tâche considérable, vu la large gamme des composés azotés organiques que l'on sait être présents dans les eaux naturelles et compte tenu du fait qu'une fraction seulement de ces composés est présente sous forme de petites molécules faciles à doser. Il faudra mettre au point des méthodes simples d'essai toxicologique pour estimer la toxicité des mélanges de chloramines organiques (ou de chloramines organiques et inorganiques) puisqu'il ne sera probablement pas pratique ni possible de mesurer régulièrement les nombreuses chloramines organiques susceptibles d'être présentes dans ces eaux.

4.0 BIBLIOGRAPHIE

Abdel-Gawad, S. et J. Bewtra. 1988. Decay of chlorine in diluted municipal effluents, *Can. J. Civ. Eng.*, 15: 948-954.

APHA (American Public Health Association), American Water Works Association and Water Environment Federation. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19^{e} éd., APHA, Washington (D.C.).

AWWARF (American Water Works Association Research Foundation). 1993. *Optimizing chloramine treatment: distribution systems*, Denver (Colo.).

Beeton, A.M., P.K. Kovacic et A.S. Brooks. 1976. *Effects of chlorine and sulphite reduction on Lake Michigan invertebrates*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington (D.C.), 133 p. (EPA-600/3-76-036, 12; NTIS n° PB253121).

Belanger, S.E., D.S. Cherry et J.L. Farris. 1991. Sensitivity of the Asiatic clam to various biocidal control agents, *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(10): 79-87.

Bender, M.E., M.H. Roberts, R. Diaz et R.J. Huggett. 1977. Effects of residual chlorine on estuarine organisms, *Pollut. Eng. Technol. (Biofouling Control)*, 5: 101-108.

Berman, D., E.W. Rice et J.C. Hoff. 1988. Inactivation of particle-associated coliforms by chlorine and monochloramine, *Appl. Environ. Microbiol.*, 54: 507-512.

Bodek, I., W.J. Lyman, W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt (dir.). 1988. *Environmental inorganic chemistry: properties, processes and estimation methods*. Pergamon Press, Toronto (Ont.), p. 10.15-1–10.15-6 (publication hors série du SETAC).

Boyce, W.C. 1963. *Studies on the biochemistry of disinfection by monochloramine*. Thèse de doctorat, California Institute of Technology, Pasadena (Calif.), 272 p.

Brooks, A.S. et J.M. Bartos. 1984. Effects of free and combined chlorine and the exposure duration on rainbow trout, channel catfish and emerald shiner, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113: 786-793.

Buckley, J.A. 1976. Acute toxicity of residual chlorine in wastewater to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and some resultant hematological changes, *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 2854-2856.

Buckley, J.A. 1977. Heinz body hemolytic anemia in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) exposed to chlorinated wastewater, *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 215-224.

Capuzzo, J.M. 1977. The effects of free chorine and chloramine on growth and respiration rates of larval lobsters (*Homarus americanus*), *Water Res.*, 11: 1021-1024.

Capuzzo, J.M. 1979a. The effects of halogen toxicants on survival, feeding and egg production of the rotifer *Bronchionus plicatilis*, *Estuarine Coastal Mar. Sci.*, 8(4): 307-316.

Capuzzo, J.M. 1979b. The effect of temperature on the toxicity of chlorinated cooling waters to marine animals — a preliminary review, *Mar. Pollut. Bull.*, 10: 45-47.

Capuzzo, J.M., S.A. Lawrence et J.A. Davidson. 1976. Combined toxicity of free chlorine, chloramine and temperature to stage 1 larvae of the American lobster (*Homarus americanus*), *Water Res.*, 10: 1093-1099.

Capuzzo, J.M., J.C. Goldman, J.A. Davidson et S.A. Lawrence. 1977. Chlorinated cooling waters in the marine environment: development of effluent guidelines, *Mar. Pollut. Bull.*, 8(7): 161-164.

Cherry, D.S., S.R. Larrick, J.D. Giattina, K.L. Dickson et J.C. Cairns. 1979. Avoidance and toxicity responses of fish to intermittent chlorination, *Environ. Int.*, 2: 85-90.

Cherry, D.S., S.R. Larrick, J.D. Giattina, K.L. Dickson, J.C. Cairns et J. Van Hassel. 1982. Influence of temperature selection upon the chlorine avoidance of coldwater and warmwater fishes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 162-173.

Christman, R.F., J.D. Johnson, D.S. Millington et A.A. Stevens. 1983. *Chemical reactions of aquatic humic materials with selected oxidants*. Préparé par le School of Public Health, Université de la Caroline du Nord, Chapel Hill (N.C.), pour le Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (Ohio) [EPA-600/D-83-117].

Commission consultative. 1995. Rapport de la Commission consultative d'experts auprès des ministres pour les substances d'intérêt prioritaire sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire dans le cadre de la LCPE, gouvernement du Canada, Ottawa (Ont.), 26 p.

Coulston, F., A.C. Kolbye, Jr., C.J. Carr, D. Clayson, J.P. Frawley, A.W. Hayes, F. Korte et T. Satoh (dir.). 1994. Interpretive review of the potential adverse effects of chlorinated organic chemicals on human health and the environment, *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 20(1), partie 2: S69-S117.

District of Mission. 1979. District of Mission storm drainage. Recueil inédit de dessins de réseau, échelle 1/2 500, Mission (C.-B.).

Eldridge, P. 1999. Communication personnelle avec J.P. Pasternak, Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada. Services techniques, Génie hydraulique, Brantford (Ont.), août 1999.

El-Farra, S.A., S.A. Andrews et M.A. Lemke. 1999. Canadian Environmental Protection Act *The current state of knowledge of organochloramines*. Document n° 2. Département de génie civil, Université de Waterloo, Waterloo (Ont.), et Environnement Canada, North Vancouver (C.-B.).

Elmore, M.B., T.L. Beitinger et D.W. Huey. 1980. Toxicity of pulsed monochloramines to goldfish (*Carassius auratus*), *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 24: 692-695.

Environnement Canada. 1992. *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère* Ceriodaphnia dubia. Ministère des Approvisionnements et des Services du Canada, Ottawa (Ont.), 72 p. (Rapport EPS 1/RM/21).

Environnement Canada. 1993. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* — Liste des substances d'intérêt prioritaire (documentation) : effluents chlorés. Gouvernement du Canada, Santé et Bien-être Canada, Environnement Canada.

Environnement Canada. 1996. Base de données MUD sur l'utilisation de l'eau par les municipalités. Gérée par la Direction de l'économique environnementale, Direction générale des écosystèmes et des ressources environnementales, Hull (Qc) [contact : D. Lacelle, analyste des ressources hydriques municipales, 819-953-1519].

Environnement Canada. 1997a. *Évaluations environnementales des substances d'intérêt prioritaire conformément à la* Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Guide version 1.0 — mars 1997, Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc) [EPS/2/CC/3E].

Environnement Canada. 1997b. Données d'enquêtes auprès des municipalités concernant le traitement et les réseaux de distribution de l'eau potable, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc).

Environnement Canada. 1997c. Données d'enquêtes auprès des municipalités sur le traitement et la désinfection des eaux usées, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc).

Environnement Canada. 1997d. Données d'enquêtes auprès des industries sous l'autorité de l'article 16 de la LCPE, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc).

Environnement Canada. 1997e. Données inédites pour caractériser la spéciation des chloramines dans les effluents urbains. Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Environnement Canada. 1998a. *Monochloramine decay in Canadian surface waters*. Données inédites. Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Environnement Canada. 1998b. *Monochloramine decay in the presence of natural and artificial sediments*, Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Environnement Canada. 1999a. *Inorganic chloramines: monochloramine (NH_2Cl), dichloramine ($NHCl_2$) — High performance liquid chromatography/post column method by electrochemical detection*, Centre des sciences environnementales du Pacifique, Laboratoire de chimie inorganique.

Environnement Canada. 1999b. Base de données HYDAT (hydrologique). Cédérom, version 4.95 (vendu en ligne à l'adresse suivante : http://www.cmc.ec.gc.ca/climate/hydatintro.htm), Division des relevés hydrologiques du Canada.

Environnement Canada. 2000. Document connexe à l'évaluation environnementale de l'ammoniaque présente dans le milieu aquatique, dans le cadre de la liste des substances d'intérêt prioritaire et de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc).

Farrell, A.P. et M.T. Wan. 1999. Canadian Environmental Protection Act. *Inorganic chloramines: environmental toxicity*. Évaluation de la toxicité des chloramines inorganiques pour les organismes aquatiques afin de déterminer les espèces les plus sensibles. Document connexe n° 3. Département des sciences biologiques, Université Simon Fraser, Burnaby (C.-B.) et Environnement Canada, North Vancouver (C.-B.).

Fava, J.A. et G.L. Seegert. 1983. Factors in the design of chlorine toxicological research, *in :* R.L. Jolley, W.A. Brungs et R.B. Cumming (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 4, tome 2, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.).

Fava, J.A. et C.F. Tsai. 1978. Delayed behavioral responses of blacknose dace (*Rhinichthys atratulus*) to chloramines and free chlorine, *Comp. Biochem. Physiol.*, 60C: 123-128.

Fernandez, M., J. L'Haridon, L. Gauthier et C. Zoll-Moreuz. 1993. Amphibian micronucleus test(s): a simple and reliable method for evaluating *in vivo* genotoxic effects of freshwater pollutants and radiation. Initial assessment. *Mutat. Res.*, 292: 83-89.

Fujioka, R.S., K.M. Tenno et P.C. Loh. 1980. Mechanism of chloramine inactivation of poliovirus: a concern for regulators?, *in :* R.L. Jolley, W.A. Brungs et R.B. Cumming (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 4, tome 2, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.), p. 1067-1076.

FVRD (Fraser Valley Regional District). 1998. *Surface water survey. A study of chloramines in the District of Mission and the City of Abbotsford.* Préparé par K. De Witt et T. Lock, Fraser Valley Regional District, Mission (C.-B.), 36 p. (rapport inédit).

FVRD (Fraser Valley Regional District). 1999. *Surface water survey. 1999 study of chloramines in the District of Mission and the City of Abbotsford.* Préparé par A. Fournier et F. Sanna, Fraser Valley Regional District, Mission (C.-B.), 53 p. (rapport inédit).

Gartner Lee Ltd. 1998. *Chloramine distribution in treated sewage effluent.* Rapport inédit préparé pour la Division des produits chimiques commerciaux d'Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, par Gartner Lee Ltd., Markham (Ont.).

Gerba, C.P. et C.H. Stagg. 1979. Discussion: Protection of viruses during disinfection by adsorption to particulate matter, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51: 414-416.

Gilbert, J.V. et L.J. Smith. 1991. Photolysis of NCl_3 in low-temperature argon matrices, *J. Phys. Chem.*, 95: 7278-7281.

Gilbert, J.V., X.L. Wu, D.H. Stedman et R.D. Coombe. 1987. Photolysis of nitrogen trichloride, *J. Phys. Chem.*, 91: 4265-4269.

Golder Associates Ltd. 1998. *Water quality data collected in support of Environnement Canada's investigation of chloramine levels in the Sheep River near the Okotoks Sewage Treatment Plant, Alberta.* Rapport inédit préparé pour la Division des produits chimiques commerciaux d'Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, par Golder Associates Ltd., Calgary (Alb.).

Gouvernment du Canada. 1993. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Rapport sur la liste des substances d'intérêt prioritaire : Effluents d'eaux usées chlorées*, Ministère des Approvisionnements et des Services du Canada, Ottawa (Ont.).

Grothe, D.R. et J.W. Eaton. 1975. Chlorine-induced mortality in fish, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 4: 800-802.

Hall, L.H., Jr., D.T. Burton, S.L. Margrey et W.C. Graves. 1982. A comparison of the avoidance responses of individual and schooling juvenile Atlantic menhaden, *Brevoortia tyrannus*, subjected to simultaneous chlorine at ΔT conditions, *J. Toxicol. Environ. Health*, 10: 1017-1026.

Hall, L.H., Jr., S.L. Margrey, D.T. Burton et W.C. Graves. 1983. Avoidance behaviour of juvenile striped bass, *Morone saxatilis*, subjected to simultaneous chlorine and elevated temperature conditions, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 715-720.

Hand, V.C. et D.W. Margerum. 1983. Kinetics and mechanisms of the decomposition of dichloramine in aqueous solution, *Inorg. Chem.*, 22: 1449-1456.

Harp, D.L. 1995. *Current technology of chlorine analysis for water and wastewater*. Société Hach, Loveland (Colo.) [« Technical Information Series », brochure 17].

Heath, A.G. 1977. Toxicity of intermittent chlorination to freshwater fish: influence of temperature and chlorine form, *Hydrobiologia*, 56: 39-47.

Heinemann, T., G.F. Lee, R.A. Jones et B.W. Newbry. 1983. Summary of studies on modeling persistence of domestic wastewater chlorine in Colorado front range rivers, *in :* R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 4, tome 1, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.), p. 97-112.

Henry, J.G. et G.W. Heinke. 1996. *Environmental science and engineering*, 2e éd., Prentice-Hall, Upper Saddle River (N.J.).

Hidaka, H. et R. Tatsukawa. 1985. Avoidance test of a fish, medaka (*Oryzias latipes*), to aquatic contaminants, with special reference to monochloramine, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 14: 565-571.

Ingols, R.S., H.A. Wyckoff, T.W. Kethley, H.W. Hodgden, E.L. Fincher, J.C. Hildebrand et J.E. Mandel. 1953. Bacterial studies of chlorine, *Ind. Eng. Chem.*, 45(5): 996-100.

Jacangelo, J.G., V.P. Olivieri et K. Kazuyoshi. 1991. Investigating the mechanism of inactivation of *Escherichia coli* B by monochloramine, *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(5): 80-87.

Jafvert, C.T. et R.L. Valentine. 1992. Reaction scheme for the chlorination of ammonical water, *Environ. Sci. Technol.*, 26(3): 371-374.

Johnson, J.D. 1978. Measurement and persistence of chlorine residuals in natural waters, *in :* R.L. Jolley (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 1, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.), p. 37-63.

Jolley, R.L. 1956. The thermodynamic properties of chloramine, dichloramine and nitrogen trichloride, *J. Phys. Chem.*, 60: 507-508.

Jolley, R.L. et J.H. Carpenter. 1983. A review of the chemistry and environmental fate of reactive oxidant species in chlorinated water, *in :* R.L. Jolley (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 4, tome 1, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.), p. 3-48.

Kaniewska-Prus, M. 1982. The effect of ammonia, chlorine and chloramine toxicity on the mortality of *Daphnia magna* Straus, *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 29(3-4): 607-624.

Kaniewska-Prus, M. et H. Sztrantoicz. 1979. Preparation and determination of chloramines for water toxicology, *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 26(1-2): 191-204.

Kirk-Othmer. 1979. *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*, 3e éd., vol. 5, Wiley & Sons, New York (N.Y.).

Kohl, H.H., W.B. Wheatley, S.D. Worley et N. Bodor. 1980. Antimicrobial activity of N-chloramine compounds, *J. Pharm. Sci.*, 69(11): 1292-1295.

Krenkel, P.A. et V. Novotny. 1980. *Water quality management*, Academic Press, New York (N.Y.).

Lee, G.F., R.A. Jones, B.W. Newbry et T.J. Heinemann. 1982. Use of the hazard assessment approach for evaluating the impact of chlorine and ammonia in Pueblo, Colorado, domestic wastewaters on water quality in the Arkansas River, *in :* J.G. Pearson, R.B. Foster et W.E. Bishop (dir.), *Aquatic toxicology and hazard assessment: fifth conference*, American Society for Testing and Materials, Philadelphia (Pa.), p. 356-380 (publication technique spéciale 766 de l'ASTM).

Lide, D.R. (dir.). 1998. *CRC handbook of chemistry and physics*, 78e éd., The Chemical Rubber Company, Boca Raton (Fla.).

Lin, Y.-S., R.K. Byung, T.L. Bell et R.J. Ruane. 1983. Decomposition and transport of monochloramine in fresh water, *Water Sci. Technol.*, 15(10): 215-226.

Lorberau, C. 1993. *Investigation of approaches for the determination of inorganic chloramines in workplace air*, Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Cincinnati (Ohio), 46 p. (NTIS n° PB93-234474).

Ludwig, R.W. 1979. *Chloramine toxicity tests with crayfish,* Oronectes nais, *and orange-throated darters,* Etheostoma spectabile. Thèse de maîtrise en sciences, Université du Kansas, Lawrence (Kans.), 77 p.

Margerum, D.W., E.T. Gray, Jr., et R.P. Huffman. 1978. Chlorination and formation of N-chloro compounds in water treatment, *in :* F.E. Brickman (dir.), *Organometallics and organometalloids: occurrence and fate in the environment*, American Chemical Society Environment Symposium, Anaheim (Calif.), 13-17 mars 1978.

Maruyama, T., K. Ochiai, A. Miura et T. Yoshida. 1988. Effects of chloramine on the growth of *Porphyra yezoensis* (Rhodophyta), *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54(10): 1829-1834.

Mattice, J.S. 1977. Power plant discharges: Toward more reasonable limits on chlorine, *Nucl. Saf.*, 18(6): 802-819.

Mattice, J.S. et H.E. Zittel. 1976. Site-specific evaluation of power plant chlorination: a proposal, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48(10): 2284-2308.

McCullum, K., W.B. Kindzierski, S.J. Stanley, J.P. Pasternak et L. Powell. 1999. Canadian Environmental Protection Act. *Tier 2 assessment of effluents for inorganic chloramines, Supporting document no. 5*. Département de génie civil et environnemental, Université de l'Alberta, Edmonton (Alb.) et Environnement Canada, North Vancouver (C.-B.).

MEEO (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1997. Données inédites de la base de données sur la réglementation des effluents des stations d'épuration des eaux usées, Toronto (Ont.).

Metcalf and Eddy, Inc. 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, Révisé par G. Tchobanoglous et F. Burton. McGraw-Hill, Toronto (Ont.).

Milne, G. 1991. *Chlorine decay in a large river*. Thèse de maîtrise en sciences. Département de génie civil, Université de l'Alberta, Edmonton (Alb.), 190 p.

Montgomery, J.M. 1985. *Water treatment: principles and design*, Wiley-Interscience, Toronto (Ont.).

Moore, D., S. Teed et J.P. Pasternak, 2000, Canadian Environmental Protection Act. *Tier 3 risk assessment for inorganic chloramines*, document connexe n° 6. The Cadmus Group, Ottawa (Ont.) et Environnement Canada, North Vancouver (C.-B.).

Morris, J.C. et R.A. Isaac. 1980. A critical review of kinetic and thermodynamic constants for the aqueous chlorine-ammonia system, *in :* R.L. Jolley (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 4, tome 1, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.).

Nakai, J.S., R. Poon, P. Lecavalier, I. Chu, A. Yagminas et V.E. Valli. 2000. Effects of subchronic exposure of rats to dichloramine and trichloramine in drinking water, *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, (sous presse).

Nikl, L. et D. Nikl. 1992. Environmental impacts associated with monochloramine-disinfected municipal potable water, *in :* W. Robertson, R. Tobin et K. Kjartanson (dir.), *Disinfection dilemma. Microbiological control versus by-products*, Compte rendu de la cinquième conférence nationale sur l'eau potable, Winnipeg (Man.), 13-15 septembre 1992, p. 291-301.

Norecol Environmental Consultants Ltd. et Dayton and Knight Ltd. 1992. *Greater Vancouver Water District environmental impact assessment of proposed secondary disinfection of drinking water. Stage I report*. Préparé pour le district du Vancouver métropolitain, Vancouver (C.-B.).

Norecol Environmental Consultants Ltd. et Dayton and Knight Ltd. 1993. *Greater Vancouver Water District environmental impact assessment of proposed secondary disinfection of drinking water. Stage II report.* Préparé pour le district du Vancouver métropolitain, Vancouver (C.-B.).

Olivieri, V.P., W.H. Dennis, M.C. Snead, D.T. Richfield et C.W. Kruse. 1980. Reaction of chlorine and chloramines with nucleic acids under disinfection conditions, *in :* R.L. Jolley, W.A. Brungs et B. Cumming (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 3, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.), p. 651-653.

Pasternak, J.P. 1999. Canadian Environmental Protection Act. *Tier 2 assessment of drinking water releases for inorganic chloramines*, document connexe n° 4. Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Pasternak, J.P. et L. Powell. 1999. Canadian Environmental Protection Act. *Source inventory, chemistry, fate and environmental concentrations for inorganic chloramines*, document connexe n° 1. Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Pasternak, J.P., L. Powell et K. Lipset. 1998. *PSL assessment of inorganic chloramines: surface water sampling study in the Fraser Valley Regional District, BC.* Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Pasternak, J.P., A. Lemke et L. Powell. 1999. *PSL assessment of inorganic chloramines: sampling for inorganic chloramines in surface waters and drinking water in the Fraser Valley Regional District, BC*, Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, North Vancouver (C.-B.).

Protection de l'environnement Alberta. 1998. Communication personnelle. Données fournies par la Division de l'évaluation de l'environnement, Protection de l'environnement de l'Alberta, à Environnement Canada, North Vancouver (C.-B.).

Reckhow, D.A., D. Ostendorf et M.E. Billa. 1990. Fate and transport of combined residual chlorine in a small stream, *J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 116(EE6): 1125-1142.

Roseboom, D.P. et D.L. Rishey. 1977. Acute toxicity of residual chlorine on bluegill and channel catfish in Illinois, *Trans. Ill. State Acad. Sci.*, 69(4): 385-398.

Santé Canada. 1995. Documents connexes aux lignes directives relatives à la qualité de l'eau potable au Canada. Sous-comité fédéral-provincial de l'eau potable, Ottawa (Ont.).

Santé Canada. 2000. Documentation (inédite) sur les effets reliés à la santé des chloramines inorganiques à l'appui de l'évaluation dans le cadre de la *Loi canadienne de la protection sur l'environnement*, des substances faisant partie de la liste des substances d'intérêt prioritaire. Ottawa (Ont.).

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1973. *Freshwater fishes of Canada*, Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada, Bryant Press, Ottawa (Ont.) [Bulletin 184, réimprimé en 1984].

Scully, F.E. et W.N. White. 1992. *Reactions of potential organic water contaminants with aqueous chlorine and monochloramine*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington (D.C.) (tâche Versar 2-41; rapport 68-D9-0166; EPA/700-R-92-006).

Seegert, G.L., A.S. Brooks, J.R. Vande Castle et K. Grandall. 1979. The effects of monochloramine on selected riverine fishes, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108: 88-96.

Sekerka, V. 1981. Changes in DNA content of interkinetic nuclei of epicotyl cells of *Vicia faba* L. during the process of dedifferentiation, *Biologia (Bratislava)*, 36(9): 741-744.

Snoeyink, V. et D. Jenkins. 1980. *Water chemistry*, John Wiley & Sons, New York (N.Y.).

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1996. *Aquatic chemistry: equilibria and rates in natural waters*, 3e éd., John Wiley & Sons, New York (N.Y.).

Taylor, P.A. 1993. An evaluation of the toxicity of various forms of chlorine to *Ceriodaphnia dubia*, *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 925-930.

Thomas, P., J.M. Bartos et A. Brooks. 1980. Comparison of the toxicities of monochloramine and dichloramine to rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, under various time conditions, *in :* R.L. Jolley, W.A. Brungs et B. Cumming (dir.), *Water chlorination: environmental impact and health effects*, vol. 3, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor (Mich.), p. 581-588.

Travis, T.W. et A.G. Heath. 1981. Some physiological responses of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to intermittent monochloramine exposure, *Water Res.*, 15: 977-982.

Triton Environmental Consultants Ltd. 1995. *Risk assessment of chloramine levels within Matsqui and Mission area creeks and tributaries*, Richmond (C.-B.).

Vanden Berg, J. et N.L. Wade. 1997. *Fraser Valley receiving waters chloramine presence survey*, Direction de la surveillance et des systèmes, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).

White, G.C. 1992. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*, 3e éd., Van Nostrand Reinhold, New York (N.Y.).

Wisz, S.F., J.D. Ellis et C. Inniss. 1978. *Extent, magnitude and decay rates of total residual chlorine in sewage effluent receiving streams*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (rapport technique n° 2 du comité de la chloration).

Zellmer, S.D., W.A. Mego et R.R. Hinchman. 1987. *Environmental effects and fate of decontamination agent C-8 in soil*, Argonne National Laboratory, Argonne (Ill.). Préparé pour l'U.S. Army Chemical Research, Development, and Engineering Center (ANL/EES-TM-350, DE88 016445).

Tableau 1. — Description chimique des composés du chlore combiné et libre

	Chloramines inorganiques			Composés du chlore libre	
	Monochloramine	**Dichloramine**	**Trichloramine**	**Acide hypochloreux**	**Ion hypochlorite**
N° CAS	10599-90-3	3400-09-0	10025-85-1	7790-92-3	-
Formule brute	NH_2Cl	$NHCl_2$	NCl_3	HOCl	OCl^-
Masse moléculaire	51,48	85,92	120,37	52,46	51,45

Tableau 2. — Propriétés physico-chimiques des composés du chlore combiné et libre[1]

Paramètre	NH_2Cl	$NHCl_2$	NCl_3	HOCl	Cl_2
État physique à TPN	Liquide	Liquide	Liquide	Liquide	Gaz
Couleur	Incolore	n. d.	Jaune vif	Jaune verdâtre	Vert jaunâtre
Point d'ébullition (°C)	n. d.[2]	n. d.	70	n. d.	- 34,05
Point de fusion (°C)	- 66	n. d.	- 40	n. d.	- 100,98
Solubilité dans l'eau	Soluble	Soluble	Faible à hydrophobe	7 290 mg/L	Légèrement soluble (1 % à 9,6 °C)
pK	14 ± 2[3]	7 ± 3	n. d.	7,40-7,54	n. d.
Constante de la loi d'Henry ($Pa \cdot m^3/mole$)	557 ± 61 à 20°C[4]	n. d.	Très volatil[5]	n. d.	n. d.
Autres observations	Risque d'explosion à la température ambiante; des plus stables en solution aqueuse	Odeur piquante	Puissante odeur irritante, très explositf, extrêmement hydrophobe	Stable uniquement en solution aqueuse	Odeur piquante

1. Sources : Jolley, 1956; Kirk-Othmer, 1979; Snoeyink et Jenkins, 1980; Hand et Margerum, 1983; Reckhow *et al.*, 1990; Lorberau, 1993; Lide, 1998.
2. Non disponible.
3. Estimation fondée sur le pK d'autres composés résiduels du chlore.
4. La monochloramine était la molécule dominante et habituellement la seule à avoir été décelée par la méthode de titrimétrie à la DPD et au SFA. Le coefficient de partage entre l'air et l'eau (K_{ae}) = $0,24 \pm 0,03$.
5. Constante de la loi d'Henry inconnue. La tension de vapeur est de 19,998 kPa à 20 °C.

Tableau 3. — Apports estimés de chloramines et de CRT dans l'environnement canadien, de toutes origines, en 1996 [1]

Province	Chloramines (kg) provenant des rejets d'eau potable [2]	CRT (kg) dû aux eaux usées urbaines	CRT (kg) dû aux eaux de refroidissement	CRT (kg) dû à la lutte contre la moule zébrée	CRT (kg) dû aux eaux usées industrielles	CRT total (kg)	Pourcentage du total (%)
Colombie-Britannique	3 200	11 800	-	-	-	15 000	0,84
Alberta	39 200	26 600	33 400	-	-	99 200	5,55
Saskatchewan	10 200	53 300	950	-	-	64 450	3,61
Manitoba	-	5 350	-	-	120	5 470	0,31
Ontario	196 000	1 170 000	25 000	33 800	444	1 425 244	79,80
Québec	2 480	5 660	26 400	108 000	-	142 540	7,98
Terre-Neuve	1 250	1 210	-	-	695	3 155	0,18
Nouveau-Brunswick	-	11 200	-	-	-	11 200	0,63
Île-du-Prince-Édouard	-	1 730	-	-	-	1 730	0,10
Nouvelle-Écosse	-	14 300	-	-	-	14 300	0,80
Total national	**252 330**	**1 301 150**	**85 830 [3]**	**141 800**	**4 909 [3]**	**1 786 019**	**100,00**

1. Source : Environnement Canada (1997b, c, d).
2. Les rejets d'eau potable comprennent les pertes accidentelles, les utilisations à l'extérieur, le nettoyage des rues, la lutte contre les incendies, les travaux de construction, le rinçage des conduites maîtresses, le lavage des filtres à contre-courant et les autres rejets des stations d'épuration des eaux usées.
3. Les totaux comprennent des données confidentielles non identifiées dans les totaux provinciaux.

Tableau 4. — Espèces de chloramines dans trois stations municipales d'épuration des eaux usées en Colombie-Britannique

Molécule	Concentration (mg/L)		
	Station d'épuration des eaux usées de Ladysmith	Système environnemental commun d'Abbotsford et de Matsqui	Station d'épuration des eaux usées de Kamloops
	Traitement primaire	Traitement secondaire	Traitement tertiaire (déphosphatation)
Chlore résiduel libre	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Monochloramine [1]	0,407	0,026	0,414
Dichloramine [1]	0,02	< 0,02	0,374
Chloramines organiques totales [2]	0,783	0,058	0,017
Chlore résiduel total	1,21	0,084	0,805

1. La monochloramine et la dichloramine ont été analysées par HPLC avec détection ampérométrique en aval de la colonne. L'analyse du CRL et du CRT s'est faite par la méthode de titrimétrie à la DPD et au SFA.
2. Concentration estimative de chloramine organique totale = [CRT] – [CRL] – [monochloramine] – [dichloramine] (Environnement Canada, 1997e).

Tableau 5. — Calcul des coefficients de l'absence d'effet, utilisés dans les évaluations prudentes

Temps (heures)	Temps (minutes)	CL_{50} (mg/L)	CL_0 (mg/L)	Coefficient de l'absence d'effet [1]
8	480	0,0809	0,0412	0,51
48	2 880	0,0118	0,0074	0,63

1. Coefficient de l'absence d'effet = [CL_0 après 8 h] / [CL_{50} après 8 h] et [CL_0 après 48 h] / [LC_{50} après 48 h].

Tableau 6. — Grille de typologie des rejets

Type	Caractéristique du rejet	Eau douce			Eau salée
		Petit cours d'eau [1]	Grand cours d'eau [2]	Lac	Estuaire/mer
Eau potable	• bref, souvent imprévisible • intermittent	• fuites/ruptures • utilisations extérieures • déchets industriels	• fuites/ruptures • utilisations extérieures • déchets industriels	• fuites/ruptures • utilisations extérieures • déchets industriels	• fuites/ruptures • utilisations extérieures • déchets industriels
Effluent	• continu	n. d.	• eau usée	• eau usée	• eau usée
Eau de refroidissement	• intermittent		• eau de refroidissement	• eau de refroidissement	• eau de refroidissement

1. Les petits cours d'eau se définissent subjectivement comme ayant un débit moyen annuel de 1,0 m^3/s ou moins.

2. Les grands cours d'eau se définissent subjectivement comme ayant un débit moyen annuel de plus de 1,0 m^3/s.

Tableau 7. — CEE et quotients des effluents et des eaux de refroidissement rejetés dans les milieux fluviatiles et marins (utilisés pour les évaluations prudentes) [1]

Emplacement	CEE maximales approximatives (mg/L) en fonction de la distance de la source (m)							Quotients (c'est-à-dire CEE / VESEO) en fonction de la distance de la source (m)						
	20	50	100	200	300	400	500	20	50	100	200	300	400	500
Rejets dans des cours d'eau														
SEEU de North Toronto, r.Don	n. d.	n. d.	0,746	0,595	0,567	0,547	0,521	n. d.	n. d.	133	106	101	98	93
SEEU d'Okotoks, r.Sheep	0,292	n. d.	0,159	0,115	0,095	n. d.	n. d.	52	n. d.	28	21	17	n. d.	n. d.
Centrale Clover Bar d'Edmonton Power, r. Saskatchewan Nord	0,855	n. d.	0,601	0,524	0,468	n. d.	n. d.	153	n. d.	107	94	84	n. d.	n. d.
SEE Rossdale d'Edmonton, r. Saskatchewan Nord	0,050	n. d.	0,031	0,026	0,022	n. d.	n. d.	9	n. d.	6	5	4	n. d.	n. d.
SEE E.L. Smith d'Edmonton, r. Saskatchewan Nord	0,039	n. d.	0,024	0,020	0,017	n. d.	n. d.	7	n. d.	4	4	3	n. d.	n. d.
Centre environnemental R.O.Pickard, r. des Outaouais	n. d.	n. d.	0,026	0,026	0,025	0,025	0,024	n. d.	n. d.	5	5	5	4	4
SEEU de Saskatoon, r.Saskatchewan Sud	n. d.	0,018	0,013	0,010	0,010	0,010	0,010	n. d.	3	2	2	2	2	2
SEE de Lethbridge, r.Oldman	n. d.	0,021	0,011	0,008	0,007	0,006	n. d.	n. d.	4	2	1	1	1	n. d.
SEE de Britannia, r.des Outaouais	n. d.	0,005 7	0,004	0,002 8	0,002 3	0,002	0,001 8	n. d.	1	1	1	0,41	0,36	0,32
SEE de Saskatoon, r.Saskatchewan Sud	n. d.	0,003 2	0,002 3	0,001 6	0,001 3	0,001 1	n. d.	n. d.	0,6	0,4	0,3	0,2	0,2	n. d.
SEEU de Medicine Hat, r.Saskatchewan Sud	n. d.	0,004 1	0,003 9	0,003 6	0,003 4	0,003 2	0,003 1	n. d.	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5
SEEU de Prince Albert, r. Saskatchewan Nord	n. d.	0,002 7	0,001 9	0,001 3	0,001 1	0,000 9	0,000 8	n. d.	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
SEEU de Nelson, r.Kootenay	0,001 8	n. d.	0,001 8	0,003 4	0,003 5	n. d.	n. d.	0,3	n. d.	0,3	0,6	0,6	n. d.	n. d.
SEEU de Trail, fl. Columbia	0,000 4	n. d.	0,000 5	0,001	0,000 3	n. d.	n. d.	0,07	n. d.	0,1	0,2	0,1	n. d.	n. d.
Rejets en mer														
SEEU de Charlottetown, estuaire de la r. Hillsborough	n. d.	0,000 3	0,000 2	0,000 1	0,000 1	0,000 08	0,000 07	n. d.	0,05	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01
SEEU d'Eastern Passage, port de Halifax	n. d.	0,000 5	0,000 4	0,000 3	0,000 2	0,000 2	0,000 1	n. d.	0,09	0,07	0,05	0,04	0,03	0,02

1. Source : McCullum *et al.* (1999).

Tableau 8. — CEE et quotients des effluents rejetés dans le lac Ontario (utilisés pour les évaluations prudentes) [1]

Emplacement	CEE maximales approximatives (mg/L) en fonction de la distance de la source (m)					Quotients (c'est-à-dire CEE/VESEO) en fonction de la distance de la source (m)				
	100	250	500	750	1 000	100	250	500	750	1 000
SEEU d'Ashbridges Bay										
Perpendiculaire (à l'émissaire)	0,076	0,049	0,034	0,026	0,022	14	9	6	5	4
Parallèle	0,046	0,020	0,007 7	0,003 8	0,002	8	3	1	0,7	0,4
SEEU de Toronto Humber										
Perpendiculaire (à l'émissaire)	0,044	0,028	0,019	0,015	0,012	8	5	3	3	2
Parallèle	0,027	0,011	0,004	0,002	0,001	5	2	0,7	0,4	0,2

1. Source : McCullum *et al.* (1999).

Tableau 9. — Sommaire des débits approximatifs (m^3/s) d'eau potable pouvant perturber de grandes étendues d'eau [1]

Eau de surface	Débits d'eau potable (m^3/s)			
	Exposition brève [2]		Exposition longue [3]	
	Faible concentration de chloramines [4]	Forte concentration de chloramines [5]	Faible concentration de chloramines [4]	Forte concentration de chloramines [5]
Fleuve Fraser	≥ 1	≥ 1	≥ 1	≥ 0,1
R. Saskatchewan Nord	≥ 0,1	≥ 0,1	≥ 0,1	≥ 0,1
Rivière Grand	≥ 0,01	≥ 0,01	≥ 0,01	≥ 0,001
Lac	≥ 0,1	≥ 0,1	≥ 0,1	≥ 0,01
Milieu marin	≥ 1	≥ 1	≥ 1	≥ 1

1. Source : Pasternak (1999).
2. Exposition de 8 h.
3. Exposition de 17,9 h.
4. Concentration minimale dans l'eau potable, signalée par Mission/Abbotsford (Colombie-Britannique) [0,2 mg/L], Edmonton (Alberta) [1,03 mg/L] et Brantford (Ontario) [1,6 mg/L], pour des simulations dans le Fraser, la Saskatchewan Nord et la Grand, respectivement. On a utilisé la concentration minimale moyenne nationale (0,61 mg/L) pour les simulations générales en milieux lacustre et côtier.
5. Concentration maximale dans l'eau potable signalée par Mission/Abbotsford (Colombie-Britannique) [1,2 mg/L], Edmonton (Alberta) [2,36 mg/L] et Brantford (Ontario) [2,4 mg/L], pour des simulations dans le Fraser, la Saskatchewan Nord et la Grand, respectivement. On a utilisé la concentration maximale moyenne nationale (1,56 mg/L) pour les simulations générales en milieux lacustre et côtier.

Tableau 10. — Caractérisation des ruptures de conduite maîtresse et des rejets d'eau potable traitée aux chloramines vers le ruisseau Fergus (Colombie-Britannique) [1]

Date du déversement	Description de la conduite maîtresse	Rejet estimatif (m^3)	Débit (m^3/s)	Durée (min)	Concentration de chloramines (mg de CRT/L) [2]
17 octobre 1989	8 po de diamètre	330	0,183	30	2,53
9 juillet 1990	Vieil amiante-ciment	23 000	1,6-2,1	180-240	2,75

1. Source : Nikl et Nikl (1992).
2. Dosée dans des échantillons d'eau potable prélevés à différents emplacements le long du réseau de distribution, à proximité des ruptures.

Tableau 11. — Distribution des apports et estimations ponctuelles utilisées dans les études de cas pour l'évaluation probabiliste du risque [1]

Variable	Distribution	Mois	Paramètres
Centrale Clover Bar, r. Saskatchewan Nord			
Lieu du rejet	Est. ponctuelle	Août	0,98
Demande initiale de chlore	Est. ponctuelle	Août	0,44
Vitesse (m/s)	Est. ponctuelle	Août	0,73
Débit de l'effluent (m^3/s)	Est. ponctuelle	Août	21,2
Concentration de l'effluent (mg/L)	Lognormale	Août	Moyenne = 0,68, s = 0,10, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
Débit du cours d'eau (m^3/s)	Lognormale	Août	Moyenne = 208,1, s = 51,8
Coefficient transversal de mélange (m^2/s)	Lognormale	Août	Moyenne = 0,09, 50%ile = 0,07, 90%ile = 0,34
Constante de la vitesse de décomposition (/d)	Lognormale	Août	Moyenne = 67,96, s = 62,88, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
Profondeur (m)	Normale	Août	Moyenne = 1,90, s = 0,30
Largeur (m)	Normale	Août	Moyenne = 150, s = 10
Rivière Don			
Concentration de l'effluent (mg/L)	Lognormale	Janvier Mars Août Octobre	Moyenne = 1,27, s = 0,36, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64 Moyenne = 1,31, s = 0,40, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64 Moyenne = 1,23, s = 0,40, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64 Moyenne = 1,15, s = 0,46, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
Débit de l'effluent (m^3/s)	Lognormale	Janvier Mars Août Octobre	Moyenne = 0,42, s = 0,01 Moyenne = 0,42, s = 0,02 Moyenne = 0,37, s = 0,08 Moyenne = 0,40, s = 0,02
Débit du cours d'eau (m^3/s)	Lognormale	Janvier Mars Août Octobre	Moyenne = 5,51, s = 2,66 Moyenne = 5,59, s = 1,47 Moyenne = 3,55, s = 0,63 Moyenne = 3,33, s = 1,67
Coefficient transversal de mélange (m^2/s)	Lognormale	Janvier Mars Août Octobre	Moyenne = 0,01, s = 0,01 Moyenne = 0,01, s = 0,01 Moyenne = 0,01, s = 0,01 Moyenne = 0,01, s = 0,01

Variable	Distribution	Mois	Paramètres
Constante de la vitesse de décomposition (/d)	Lognormale	Janvier	Moyenne = 2,64, s = 2,44, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Mars	Moyenne = 2,64, s = 2,44, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Août	Moyenne = 67,96, s = 62,88, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Octobre	Moyenne = 35,30, s = 32,66, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
Largeur (m)	Est. ponctuelle	Janvier	20,6
	Est. ponctuelle	Mars	20,5
	Normale	Août	Moyenne = 20,53, s = 0,64
	Normale	Octobre	Moyenne = 20,33, s = 0,29
Vitesse (m/s)	Est. ponctuelle	Janvier	0,47
	Est. ponctuelle	Mars	0,33
	Lognormale	Août	Moyenne = 0,22, s = 0,06
	Lognormale	Octobre	Moyenne = 0,21, s = 0,02
Profondeur (m)	Est. ponctuelle	Janvier	0,45
		Mars	0,45
		Août	0,45
		Octobre	0,45
Lieu du rejet (0,5 centre, 0 et 1 berge)	Est. ponctuelle	Janvier	0,8
		Mars	0,8
		Août	0,8
		Octobre	0,8
Demande initiale de chlore	Est. ponctuelle	Janvier	0,44
		Mars	0,44
		Août	0,44
		Octobre	0,44
Lac Ontario			
Concentration de l'effluent (mg/L)	Lognormale	Janvier	Moyenne = 1,10, s = 0,21, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Avril	Moyenne = 0,98, s = 0,24, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Juillet	Moyenne = 1,02, s = 0,19, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Octobre	Moyenne = 1,04, s = 0,22, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
Débit de l'effluent (m^3/s)	Lognormale	Janvier	Moyenne = 8,62, s = 0,84
		Avril	Moyenne = 8,14, s = 0,48
		Juillet	Moyenne = 7,85, s = 0,39
		Octobre	Moyenne = 7,72, s = 0,43
Constante de la vitesse de décomposition (/d)	Lognormale	Janvier	Moyenne = 35,30, s = 32,66, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Avril	Moyenne = 35,30, s = 32,66, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Juillet	Moyenne = 35,30, s = 32,66, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64
		Octobre	Moyenne = 35,30, s = 32,66, $r_{effluent/décomposition}$ = - 0,64

Variable	Distribution	Mois	Paramètres
Largeur du lac (m)	Est. ponctuelle	Janvier Avril Juillet Octobre	50 000 50 000 50 000 50 000
Profondeur de la couche de mélange (m)	Est. ponctuelle	Janvier Avril Juillet Octobre	3 3 3 3
Vitesse le long de la rive (m/s)	Est. ponctuelle	Janvier Avril Juillet Octobre	0,12 0,12 0,12 0,12
Coefficient de dispersion longitudinale (m^2/s)	Est. ponctuelle	Janvier Avril Juillet Octobre	50 50 50 50
Coefficient de dispersion latérale (m^2/s)	Est. ponctuelle	Janvier Avril Juillet Octobre	0,2 0,2 0,2 0,2
Demande initiale de chlore	Est. ponctuelle	Janvier Avril Juillet Octobre	0,85 0,85 0,85 0,85

1. Source : Moore *et al.* (2000).

Tableau 12. — Mois désignés pour l'évaluation probabiliste de chaque étude de cas, d'après le cycle biologique des récepteurs et l'hydrologie de l'étendue d'eau

Emplacement	Invertébrés [1]		Saumon quinnat [2]			
	Faible risque	Risque élevé	Printemps	Été	Automne	Hiver
R. Don à Todmorden	Août	Octobre	Mars [3]	Juin	Octobre	Janvier [4]
R. Sheep à Okotoks	Juin [3]	Octobre [4]	Mars	Juin [3]	Octobre [4]	pas de données
R. Saskatchewan Nord à Edmonton	Juillet [3]	Octobre	Avril	Juillet [3]	Octobre	Janvier [4]
Lac Ontario, baie Ashbridges	Juin	Octobre	Avril	Juillet	Octobre	Janvier

1. Critères de sélection des mois présentant un risque faible et élevé pour les invertébrés (*Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*) :
Faible risque :

- Les mois d'été ont été choisis en raison du nombre plus faible de facteurs de stress.
- Pour les cours d'eau, on a aussi pris en considération le mois correspondant au débit maximal d'après les données de HYDAT (Environnement Canada, 1999b), pour l'été, afin d'assurer une dilution maximale.

Risque élevé :

- Le mois d'automne a été choisi en raison du nombre élevé de facteurs de stress, par exemple l'ensoleillement limité et la concurrence pour des ressources alimentaires allant en diminuant.
- Pour les cours d'eau, on a aussi pris en considération le mois d'étiage, d'après les données de HYDAT (Environnement Canada, 1999b) pendant l'automne, lorsque l'on prévoit un nombre élevé de facteurs de stress.

2. Pour chaque saison, on pose un risque également élevé pour le saumon quinnat. On choisit donc un mois dans chaque saison. Dans le cas des cours d'eau, les mois représentant les débits maximal et minimal ont été sélectionnés pour assurer la prise en considération d'une dilution minimale et maximale.
3. Mois avec le débit maximal moyen sur 20 ans (Environnement Canada, 1999b).
4. Mois avec le débit minimal moyen sur 20 ans (Environnement Canada, 1999b).

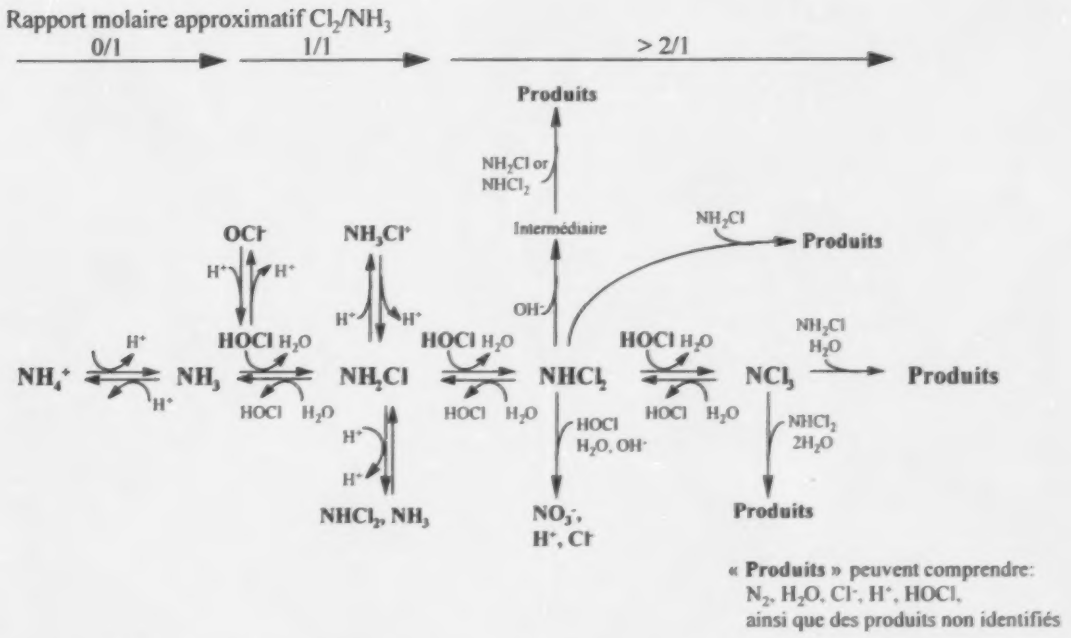

Figure 1. — Sommaire des réactions entre l'ammoniac et le chlore (adapté de Jafvert et Valentine, 1992)

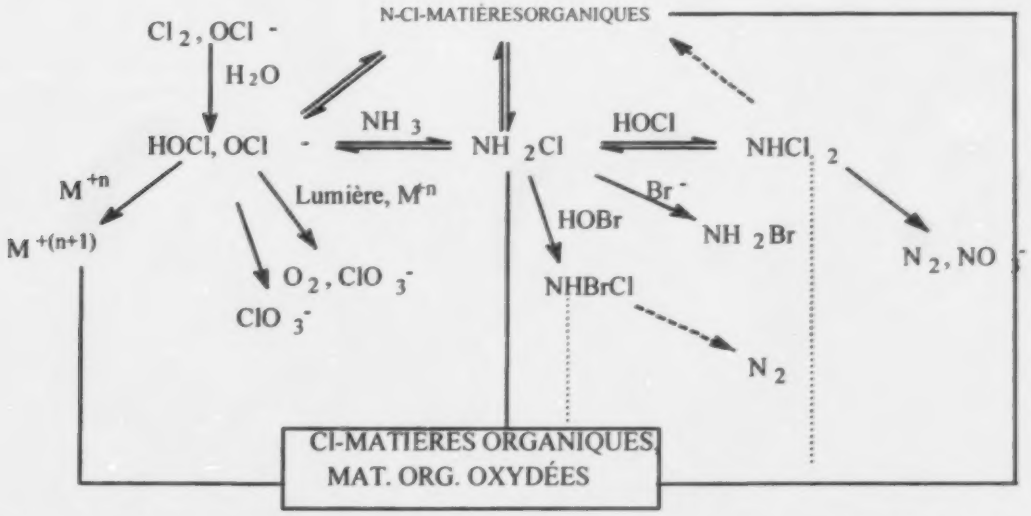

Figure 2. — Principales voies de réactions et de dégradation ainsi que du devenir du chlore libre en milieu aquatique (adapté de Jolley et Carpenter, 1983)

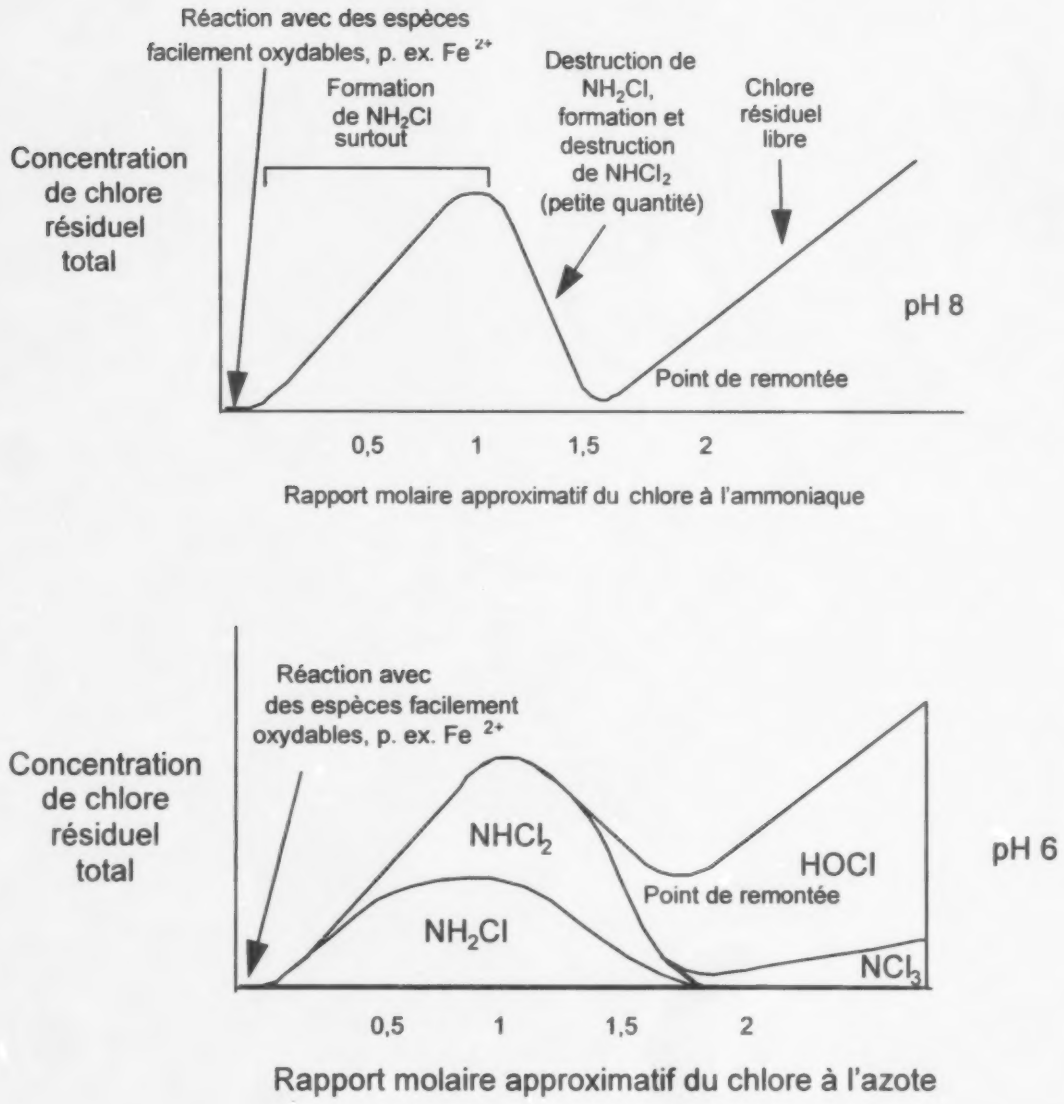

Figure 3. — Graphique du phénomène du point de remontée idéal, dans le cas de la chloration de l'ammoniaque à des pH de 6 et de 8 (El-Farra *et al.*, 1999)

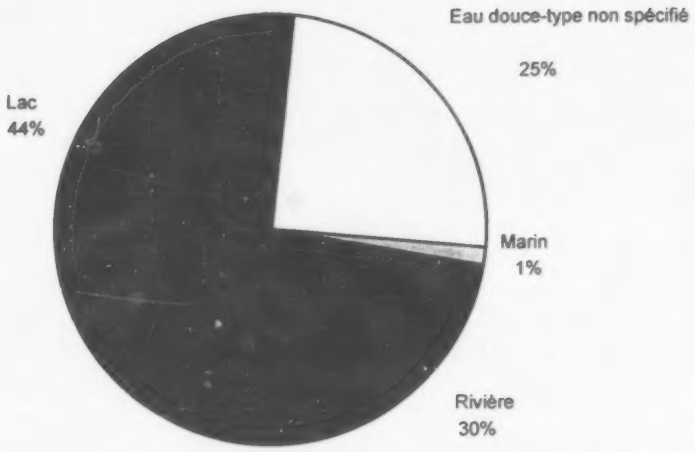

Figure 4. — Apport de chloramines et de CRT par les effluents urbains et industriels ainsi que les eaux de refroidissement chlorés (Environnement Canada, 1997a, b, c)

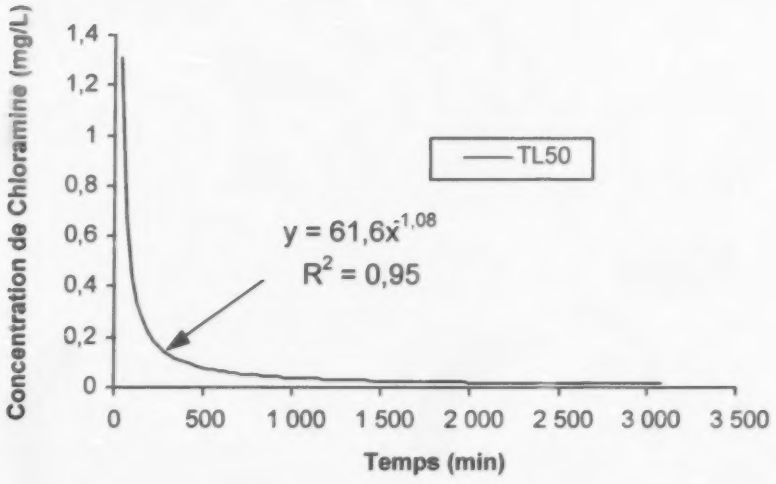

Figure 5. — Courbe du TL_{50} ajustée aux données sur les effets des chloramines inorganiques chez *Ceriodaphnia dubia* (Farrell et Wan, 1999; annexe C)

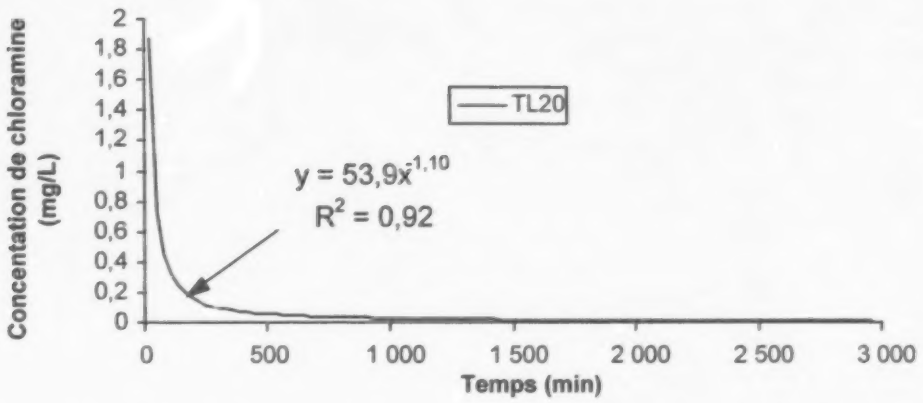

Figure 6. — Courbe du TL_{20} ajustée aux données sur les effets des chloramines inorganiques chez *Ceriodaphnia dubia* (Farrell et Wan, 1999; annexe C)

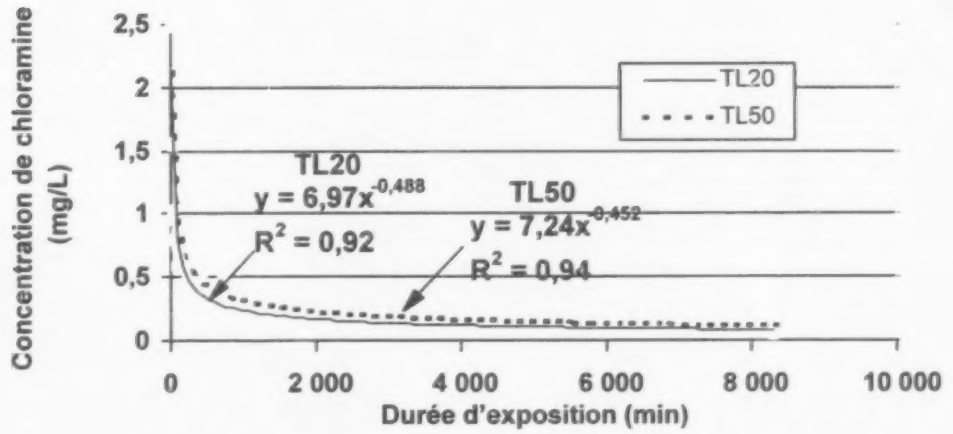

Figure 7. — Courbes du TL_{20} et du TL_{50} ajustées aux données sur les effets des chloramines inorganiques chez le jeune saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) [Farrell et Wan, 1999; annexe B]

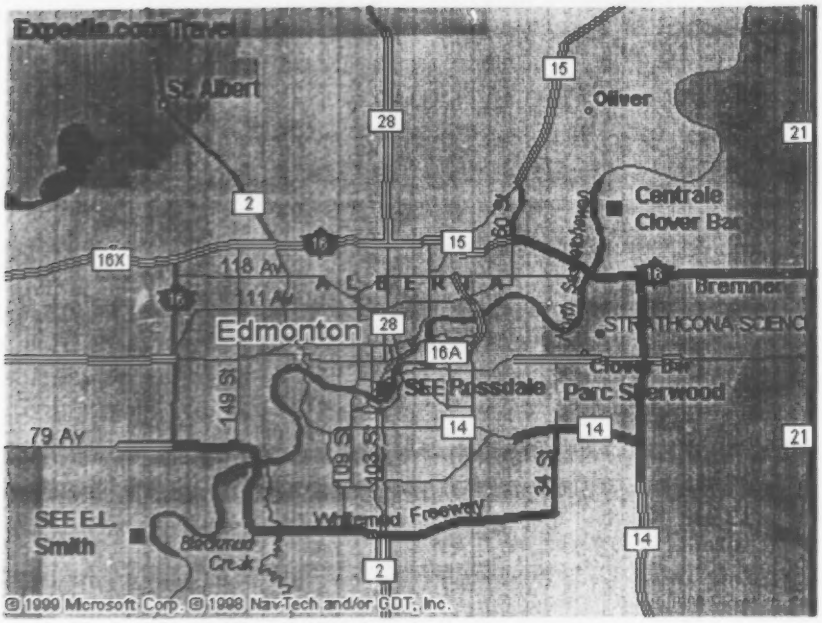

Figure 8. — Localisation approximative des SEEU Rossdale et E.L. Smith ainsi que de la centrale Clover Bar, à Edmonton (Alberta)

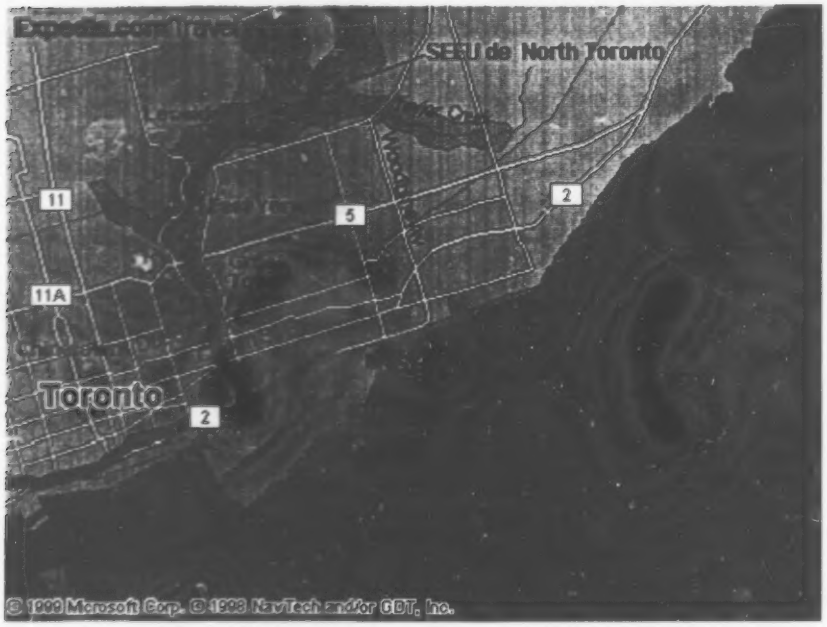

Figure 9. — Localisation approximative des SEEU de North Toronto et d'Ashbridges Bay, à Toronto (Ontario)

Figure 10a

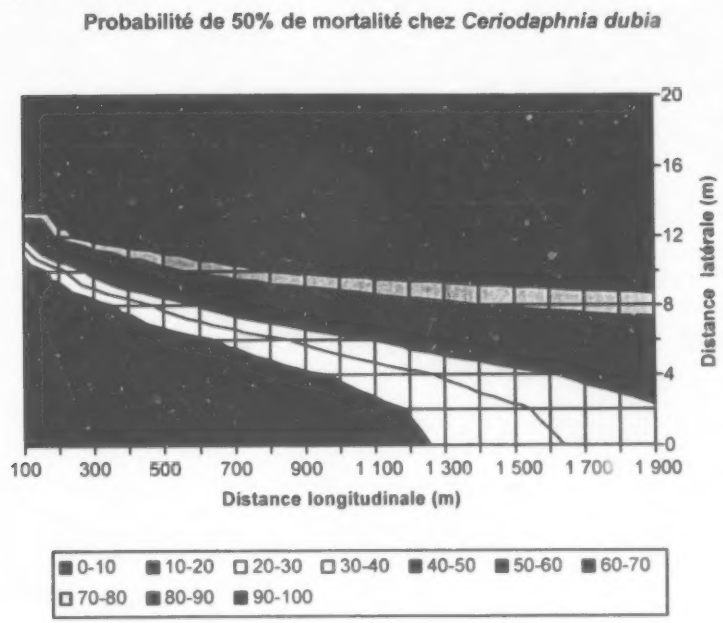

Figure 10b

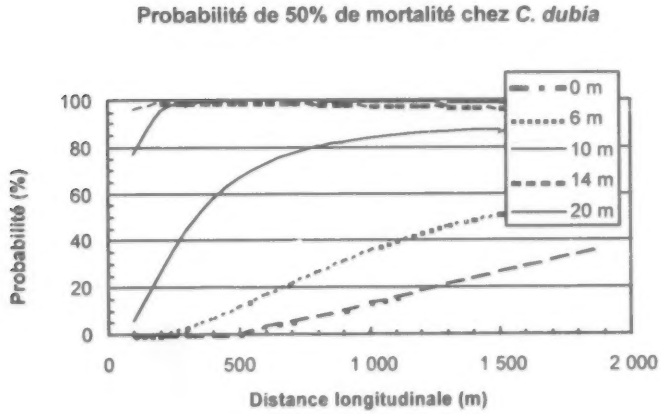

Figure 10. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU de North Toronto dans la rivière Don : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) et *d*) août, Cd; *e*) et *f*) janvier, Ot; *g*) et *h*) août, Ot (Moore *et al.*, 2000)

Figure 10c

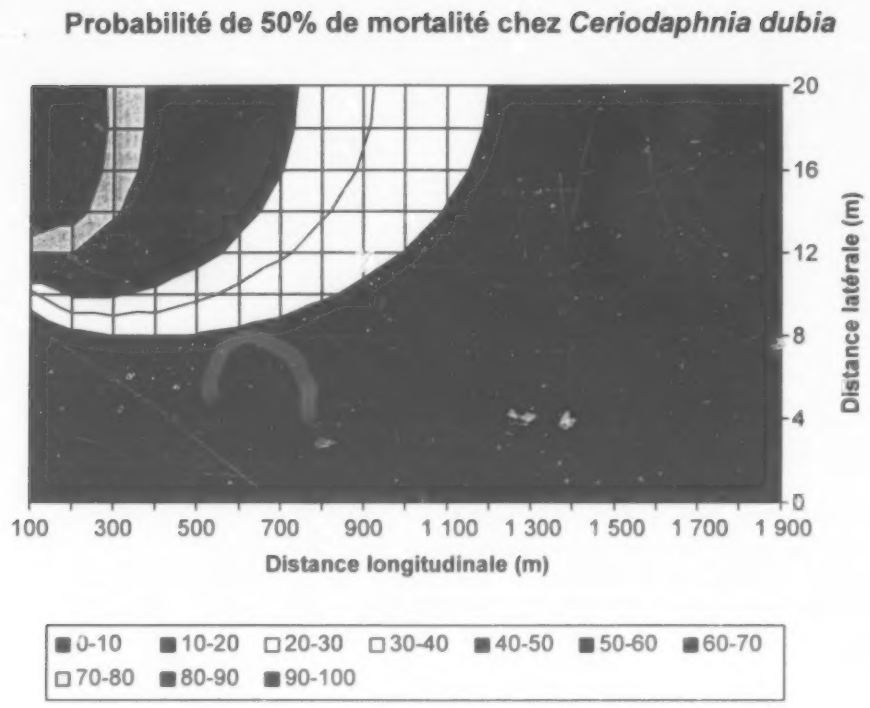

Figure 10d

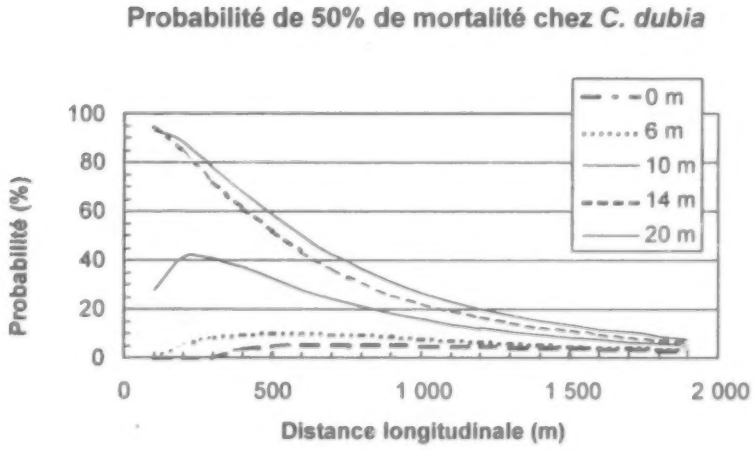

Figure 10. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU de North Toronto dans la rivière Don : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) et *d*) août, Cd; *e*) et *f*) janvier, Ot; *g*) et *h*) août, Ot (suite) [Moore *et al.*, 2000]

Figure 10e
Janvier

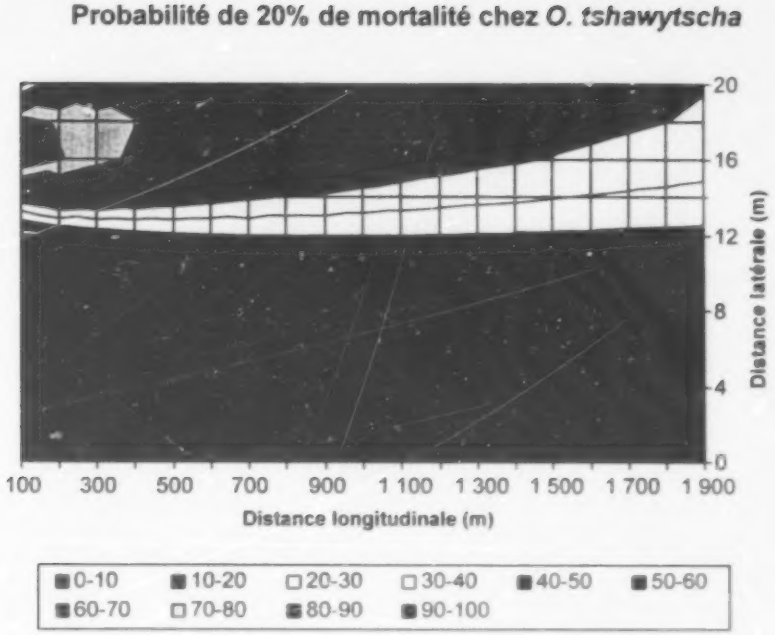

Figure 10f
Janvier

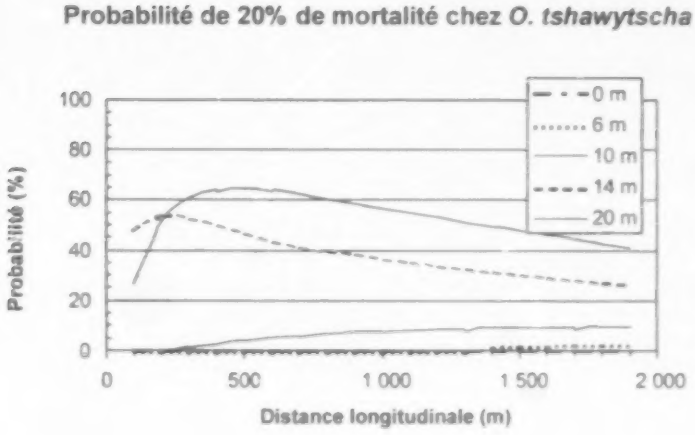

Figure 10. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU de North Toronto dans la rivière Don : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) et *d*) août, Cd; *e*) et *f*) janvier, Ot; *g*) et *h*) août, Ot (suite) [Moore *et al.*, 2000]

Figure 10g
Août

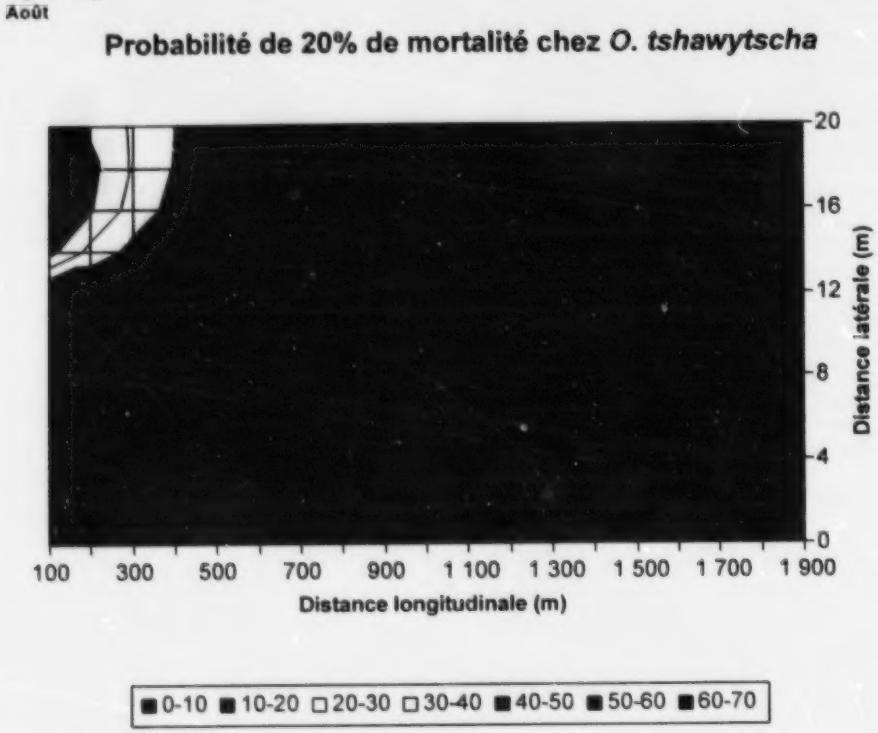

Figure 10h
Août

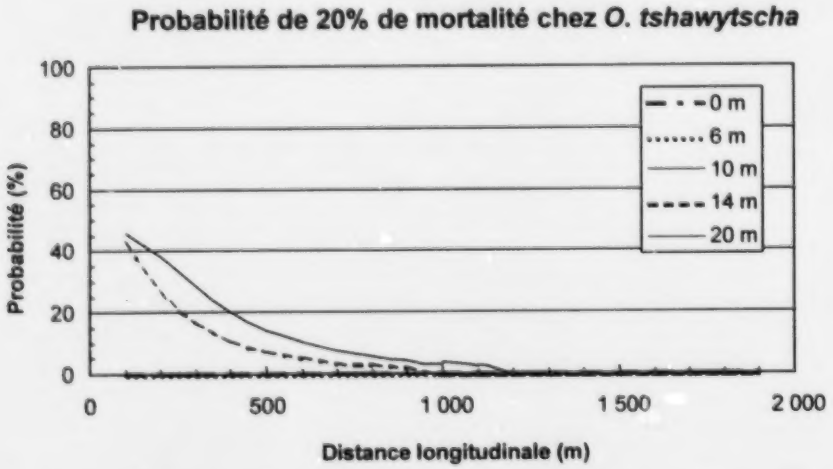

Figure 10. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU de North Toronto dans la rivière Don : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) et *d*) août, Cd; *e*) et *f*) janvier, Ot; *g*) et *h*) août, Ot (suite) [Moore *et al.*, 2000]

Figure 11a

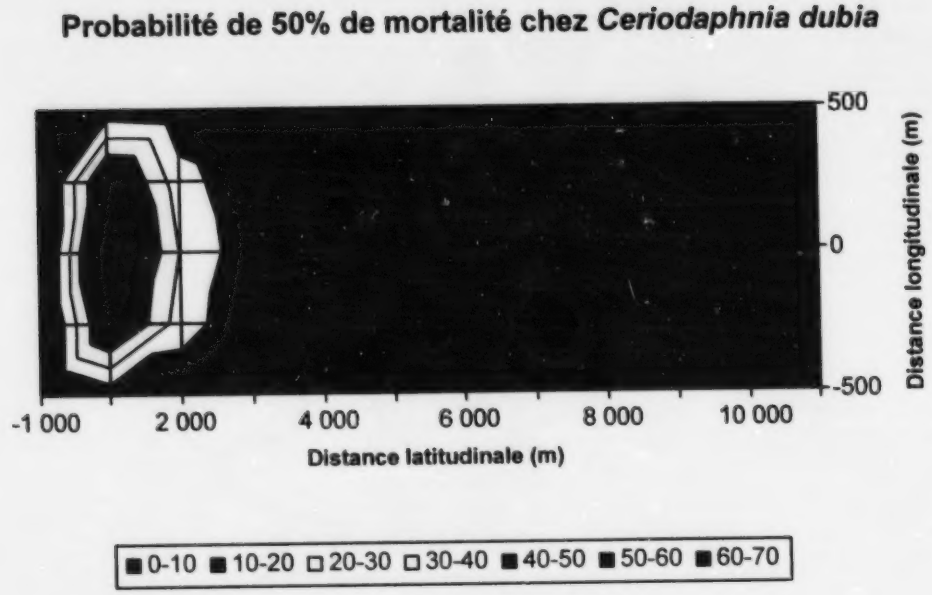

Figure 11b

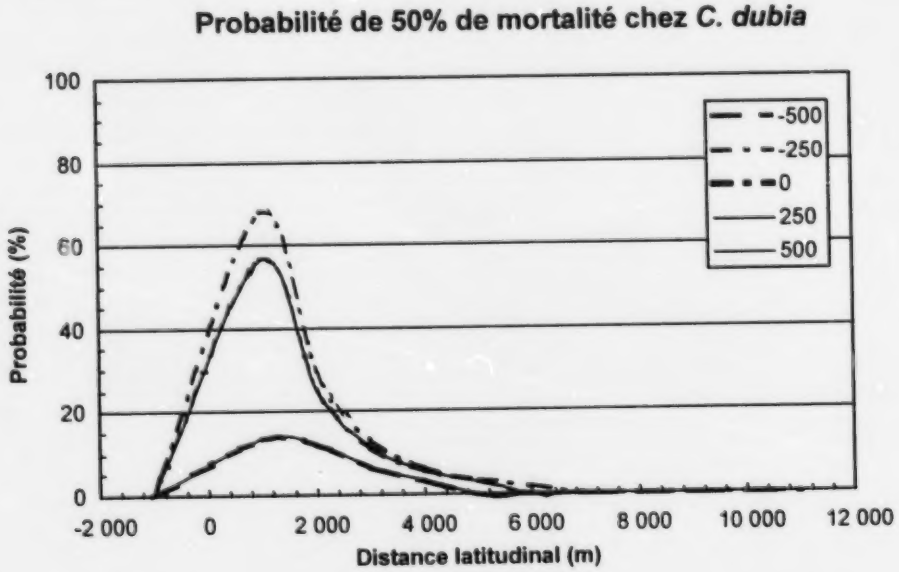

Figure 11. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU d'Ashbridges Bay dans la baie du même nom du lac Ontario : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) à *f*) janvier, Ot (Moore *et al.*, 2000)

Figure 11 c

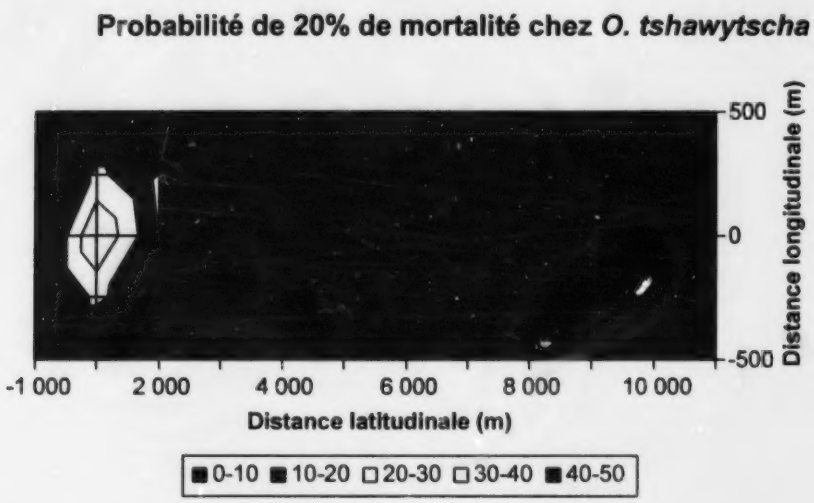

Figure 11 d

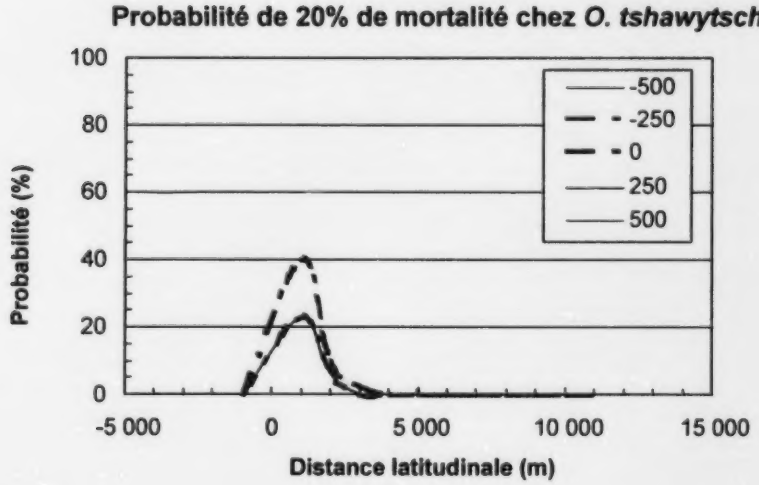

Figure 11. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la SEEU d'Ashbridges Bay dans la baie du même nom du lac Ontario : *a*) et *b*) janvier, Cd; *c*) et *d*) janvier, Ot (suite) [Moore *et al.*, 2000]

Figure 12a

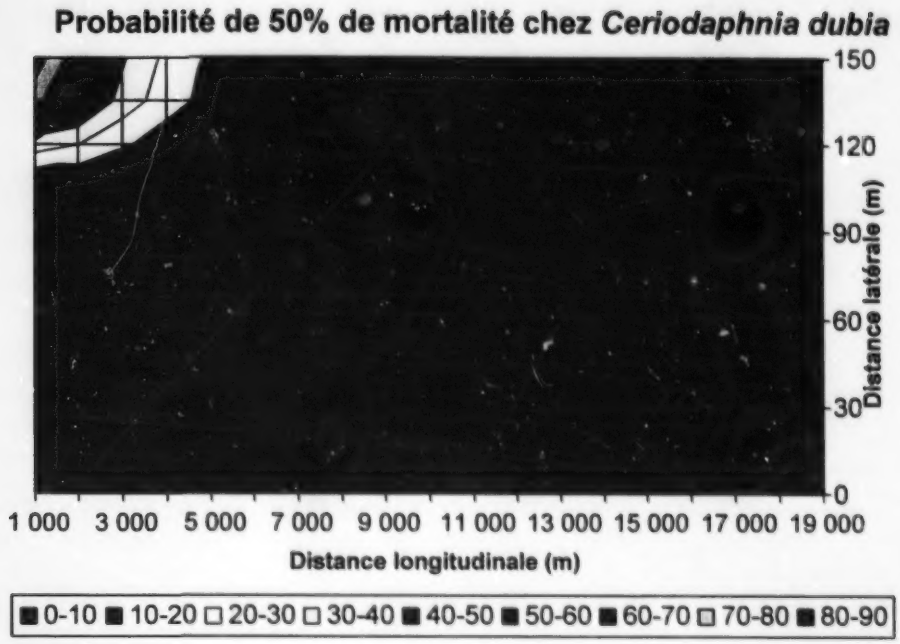

Figure 12b

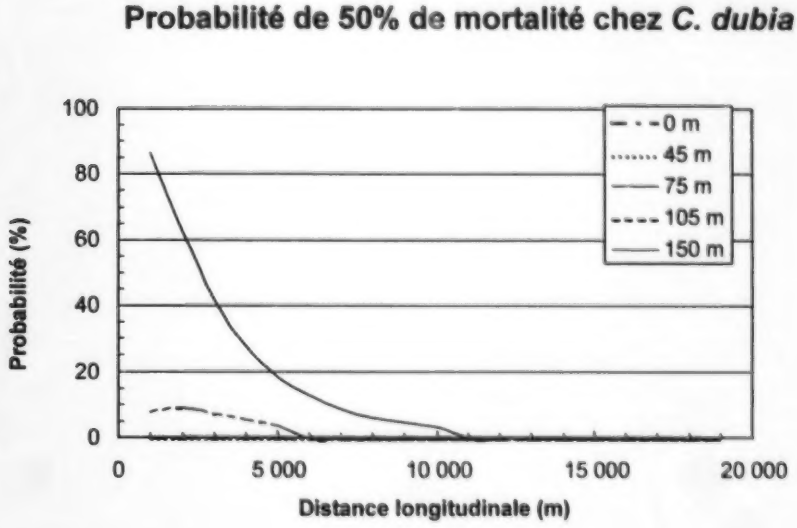

Figure 12. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la centrale Clover Bar dans la rivière Saskatchewan Nord : *a*) et *b*) août, Cd; *c*) à *f*) août, Ot (Moore *et al.*, 2000)

Figure 12c

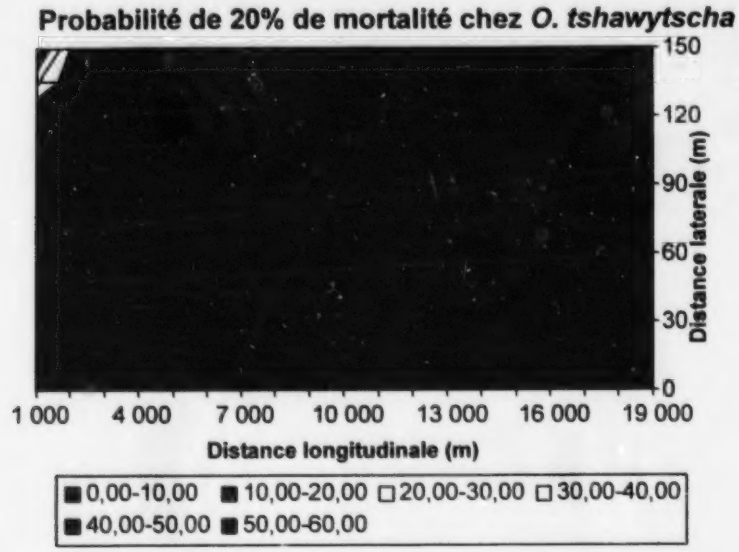

Figure 12d

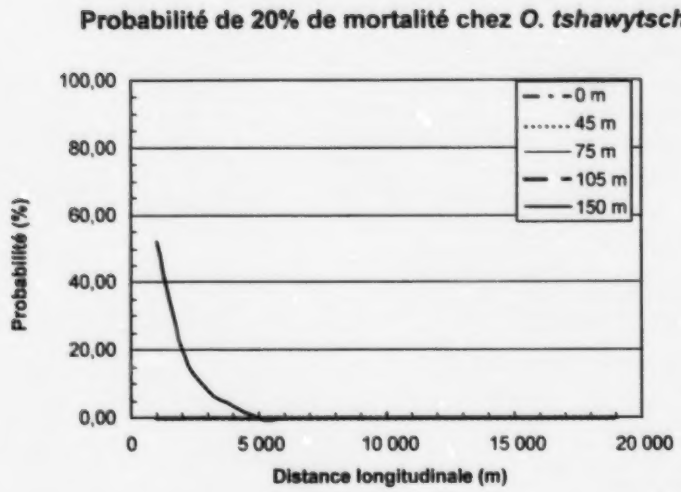

Figure 12. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la centrale Clover Bar dans la rivière Saskatchewan Nord : *a*) et *b*) août, Cd; *c*) à *f*) août, Ot (suite) [Moore *et al.*, 2000]

Figure 12e

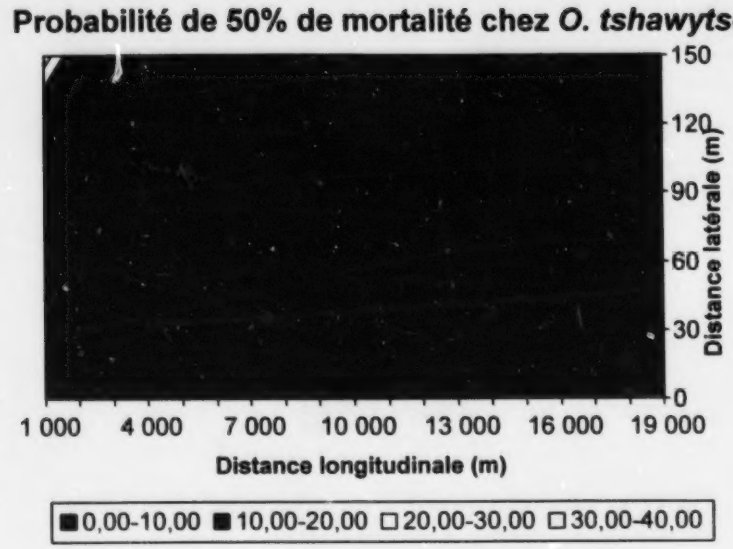

Figure 12f

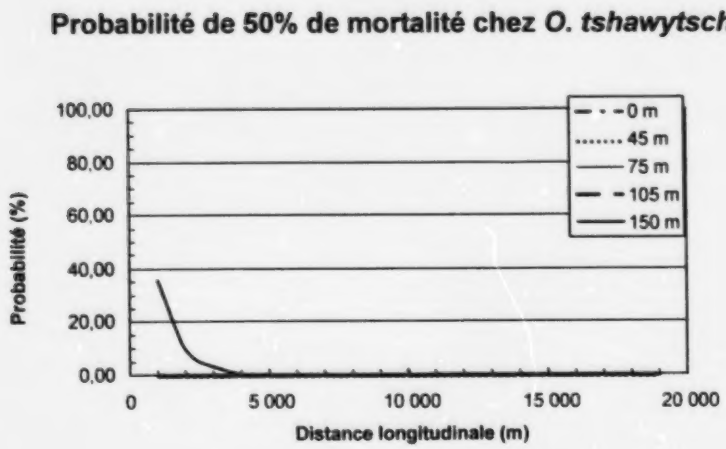

Figure 12. — Répartition spatiale du risque pour *Ceriodaphnia dubia* (Cd) et *Oncorhynchus tshawytscha* (Ot) exposés aux chloramines inorganiques rejetées par la centrale Clover Bar dans la rivière Saskatchewan Nord : *a*) et *b*) août, Cd; *c*) à *f*) août, Ot (suite) [Moore *et al.*, 2000]

ANNEXE A. — STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES

On a relevé les données utiles à l'évaluation de la pénétration, du devenir et de l'exposition ainsi que des effets des chloramines dans l'environnement dans les publications de première main, les documents de synthèse et les bases de données et index commerciaux et gouvernementaux, y compris au moyen de recherches en ligne effectuées entre janvier et mai 1996 et en septembre 1998 dans les bases de données suivantes : Aqualine (Water Research Centre, Buckinghamshire; 1985-1996), ARET (Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques, Environnement Canada; 1995), BIOSIS (Biosciences Information Services; 1990-1996), CAB (Bureaux agricoles du Commonwealth; 1990-1996), CCINFO (Information en ligne des Centres canadiens, Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail; 1996), CESARS (Chemical Evaluation Search and Retrieval System, ministère de l'Environnement de l'Ontario et département des Ressources naturelles du Michigan; 1996), CHEMINFO (Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail; 1996), CHRIS (Chemical Hazards Release Information System; 1996), Index canadien de recherche (Gouvernement du Canada et Micromedia; 1990-1996), Current Contents (Institute for Scientific Information; 1990 - septembre 1998), ELIAS (Environmental Library Integrated Automated System [Système automatisé intégré des bibliothèques de l'environnement, Bibliothèque d'Environnement Canada]; janvier 1996), ENVIRODAT (Environnement Canada; 1996), Enviroline (R.R. Bowker Publishing Co.; 1990-1996), Environmental Abstracts, Environmental Bibliography (Environmental Studies Institute, International Academy at Santa Barbara; 1975-1996), Envirosource (Environnement Canada; 1996), GEOREF (Geo Reference Information System, American Geological Institute; 1990-1996), HSBD (Banque de données sur les substances dangereuses, U.S. National Library of Medicine; 1996), RISCPT (Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques, Genève; avril 1996), Life Sciences (Cambridge Scientific Abstracts; 1990-1996), Fiches techniques santé-sécurité, Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail; 1996), NATES (Système national d'analyse des tendances de la lutte antipollution, Environnement Canada; 1996), Bibliothèque de l'administration centrale de Ressources naturelles Canada (1996), Réseau d'information du Nord (1996), INRP (Inventaire national des rejets de polluants, Environnement Canada; 1990-1996), NTIS (National Technical Information Service, département du Commerce des États-Unis; 1995), Enquête auprès des titulaires d'homologation de produits antiparasitaires (Environnement Canada et Agriculture Canada; 1996), Pollution Abstracts (Cambridge Scientific Abstracts, U.S. National Library of Medicine; 1990-1996), POLTOX (Cambridge Scientific Abstracts, U.S. National Library of Medicine; 1990 - septembre 1998), RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, U.S. National Institute of Occupational Safety and Health; 1996), Toxline (U.S. National Library of Medicine; 1990-1996), TRI93 (Toxic Chemicals Release Inventory, Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency; 1993), U.S. EPA - AQUIRE (U.S. Environmental Protection Agency; mai 1995), U.S. EPA - ASTER (Assessment Tools for the Evaluation of Risk, U.S. Environmental Protection Agency; 1994), U.S. EPA - ECOTOX (Ecotoxicology, U.S. Environmental Protection Agency; mai 1995), U.S. EPA - Catalogue national (U.S. Environmental Protection Agency; 1996) et WASTEINFO (Waste Management Information

Bureau, American Energy Agency; 1973-1995). On a utilisé Reveal Alert pour conserver un registre permanent des publications scientifiques courantes relatives aux effets potentiels des chloramines dans l'environnement. Les données tirées des publications librement accessibles après janvier 1999 n'ont pas été prises en considération dans la présente évaluation.

Des questionnaires sur les installations de traitement des eaux urbaines et des réseaux de distribution ainsi que sur les stations municipales d'épuration des eaux usées ont été envoyés à toutes les municipalités canadiennes d'une population d'au moins 5 000 habitants afin de recueillir des données sur les utilisateurs, les rejets, les concentrations dans l'environnement, les effets ou d'autres données qui leur étaient accessibles sur les chloramines (Environnement Canada, 1997b, c). En outre, on a effectué une enquête auprès de l'industrie canadienne, en application de l'article 16 de la LCPE (Environnement Canada, 1997d). Les entreprises visées dont les activités commerciales mettaient en jeu plus de 1 000 kg de chloramines ont été tenues de fournir des renseignements sur les utilisateurs, les rejets, les concentrations dans l'environnement, les effets ou d'autres données qu'elles possédaient sur les chloramines.